
Schriftenreihe **IWAR**

226



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

IWAR

Carola Zeig

**Stoffströme der Co-Vergärung in der
Abwasserwirtschaft**

Herausgeber:

Verein zur Förderung des Instituts **IWAR** der TU Darmstadt e.V.

Stoffströme der Co-Vergärung in der Abwasserwirtschaft

Vom Fachbereich Bauingenieurwesen und Geodäsie
der Technischen Universität Darmstadt
zur Erlangung des akadem. Grades eines
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

von

Dipl.-Wirtsch.-Ing. Carola Zeig
aus Bensheim

Darmstadt, September 2013

D17

Zeig, Carola

Stoffströme der Co-Vergärung in der Abwasserwirtschaft / Hrsg.: Verein zur Förderung des Instituts **IWAR** der TU Darmstadt e.V.

Darmstadt: Eigenverlag, 2014
(Schriftenreihe IWAR 226)

ISSN 0721-5282

ISBN 978-3-940897-24-4

Referent: Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Anke Bockreis

Tag der schriftlichen Einreichung: 04.09.2013

Tag der mündlichen Prüfung: 19.12.2013

Alle Rechte vorbehalten. Wiedergabe nur mit Genehmigung des Vereins zur Förderung des Instituts **IWAR** - der Technischen Universität Darmstadt e.V., Fontanestraße 8, D-64291 Darmstadt.

Herstellung: Lasertype GmbH, Holzhofallee 19
64295 Darmstadt

Vertrieb: Institut **IWAR**
TU Darmstadt
Franziska-Braun-Straße 7
64287 Darmstadt.
Telefon: 06151 / 16 3648
Telefax: 06151 / 16 3739

Kurzfassung

Die Planung und Optimierung von Co-Vergärungsprozessen steht vor dem Hintergrund der Energiewende im Fokus der siedlungswasserwirtschaftlichen Fachwelt. Aktuell sind auf vielen Kläranlagen freie Faulraumkapazitäten vorhanden, die generell für eine Mitbehandlung von Co-Substraten und damit für eine Steigerung der Methanproduktion geeignet sind. Durch gezielte Planung und Kalkulation kann die Umsetzung im infrastrukturellen Bestand optimiert werden. Dies trifft ebenfalls auf den Neubau von Ver- und Entsorgungseinheiten zu, deren Stoffströme während der Planungsphase an das vorhandene Siedlungsumfeld angepasst werden können. Die Bestimmung der freien Faulraumkapazität sowie die Auswahl der mitzubehandelnden Co-Substrate stellen die wesentlichen Schritte während der Planung und Optimierung von Co-Vergärungsprozessen zur Steigerung der Energieeffizienz dar. Hierzu ist eine ausreichende Kenntnis über die zur Verfügung stehenden Ressourcen und Handlungsspielräume erforderlich. Im Rahmen dieser Arbeit werden diese Handlungsspielräume aufbauend auf dem aktuellen Stand der Forschung zur Klärschlammfaulung und Co-Vergärung präzisiert.

Da das primäre Ziel der Klärschlammfaulung die Stabilisierung des Klärschlammes ist, stellt die Gewährleistung stabiler Abbauprozesse eine der Grenzen des zu definierenden Handlungsspielraums dar. Im Rahmen der Arbeit wird anhand der Untersuchungsergebnisse der durchgeführten halb- und labortechnischen Versuchsreihen gezeigt, dass sich sowohl die organische Zusammensetzung von Rohschlamm und Co-Substraten als auch deren Abbaubarkeit voneinander unterscheiden. Die Abbaubarkeit der organischen Substanz hat einen direkten Einfluss auf die Konzentration der organischen Säuren im Faulbehälter, die während des Abbauprozesses gebildet und unter stabilen Betriebsbedingungen weiter zu Methan metabolisiert werden. Wird dem Faulbehälter ein Überangebot an abbaubarer organischer Substanz zugeführt, kommt es zu einem Anstieg der organischen Säurekonzentration und damit zu einer Beeinträchtigung der Prozessstabilität. Daher wird im Rahmen dieser Arbeit ein Bemessungsparameter definiert, der zur Charakterisierung dieser Belastungsgrenze geeignet ist. Hierbei handelt es sich um die auf den CSB bezogene Raumumsatzleistung.

Die CSB-Raumumsatzleistung kombiniert die CSB-Raumbelastung mit der Abbaubarkeit der organischen Substanz. Die Belastung von anaeroben Abbauprozessen durch die abbaubare organische Substanz von Substraten kann somit anhand der entsprechenden CSB-Raumumsatzleistung substratunabhängig abgebildet werden. Voraussetzung stellt die Kenntnis über die Substratzusammensetzung und deren Abbaubarkeit dar. Da es sich bei der Co-Vergärung um die gemeinsame Behandlung mehrerer Substrate handelt, spielt die Kalkulierbarkeit der zu erwartenden Raumumsatzleistung von Substratmischungen ebenfalls eine grundsätzliche Rolle, um die Raumumsatzleistung als Bemessungsparameter verwenden zu können. Anhand der Untersuchungsergebnisse wird die Korrelation des Abbauverhaltens von Einzelsubstraten und deren Substratmischungen nachgewiesen und eine entsprechende Rechenvorschrift definiert. Der Abbaugrad von Substratmischungen kann auf diese Weise aus dem CSB-Mischungsverhältnis und den CSB-Abbaugraden der Einzelsubstrate berechnet werden.

Neben der zur Verfügung stehenden Faulraumkapazität wird der Handlungsspielraum bei der Planung und Optimierung von Co-Vergärungsprozessen durch weitere Faktoren eingegrenzt. Hierbei handelt es sich um die Sicherstellung der Stabilität weiterer Behandlungsstufen einer Kläranlage, die durch die Substratauswahl, die Festlegung des Mischungsverhältnisses und durch die Faulraumtemperatur beeinflusst werden kann. Durch die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung wird eine Steigerung der Methanproduktion angestrebt. Dies ist allerdings nur in einem Umfang sinnvoll, bei dem die gegebene Kapazität der betroffenen Behandlungsstufen

ausreichend ist. Daher ist eine Kalkulation der zu erwartenden Gas- und Methanproduktion im Rahmen der Planung und Optimierung und damit bei der Auswahl der Co-Substrate und deren Mischungsverhältnissen notwendig. Basierend auf der organischen Zusammensetzung der Substrate bzw. Substratmischungen (bezogen auf CSB und TOC) kann die maximal erreichbare Gas- und Methanausbeute mittels Kohlenstoffbilanzierung berechnet werden. Unter Berücksichtigung der entsprechenden Abbaubarkeit ist es somit im Vorfeld einer geplanten Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung möglich die zu erwartende Methanproduktion zu kalkulieren. Zudem werden basierend auf den Untersuchungsergebnissen (analog zum Abbaugrad) eine Korrelation der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeuten der Einzelsubstrate und deren Substratmischungen nachgewiesen und eine entsprechende Rechenvorschrift definiert. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass durch eine Mitbehandlung von Küchen- und Kantinenabfällen oder Lebensmittelresten die Gasproduktion gesteigert und durch eine Mitbehandlung von Fäkalschlämmen reduziert wird.

Die Einflüsse der Stoffströme der Co-Vergärung auf die gesamte Abwasserbehandlungsanlage setzen zudem bereits vor der anaeroben Behandlungsstufe an. Die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung unterliegt rechtlichen Rahmenbedingungen zur Genehmigung, die spezielle Anforderungen an die Beschaffenheit, Anlieferung und Vorbehandlung der Co-Substrate umfassen. Da bislang keine einheitlichen Vorgaben für Deutschland erlassen wurden, dienen unterschiedliche Regelwerke auf Landesebene der Orientierung hinsichtlich des Genehmigungsprozesses. Die Untersuchungsergebnisse dieser Arbeit können im Rahmen einer konkretisierenden Ausarbeitung der Regelwerke bzw. einer bundesweiten Vereinheitlichung herangezogen werden.

Unter Berücksichtigung der jeweiligen Ausgangssituation einer Kläranlage und der vorgestellten Handlungsspielräume stellt die Nutzung freier Faulraumkapazitäten zur Steigerung der Energieeffizienz von Kläranlagen eine wirtschaftliche Entscheidung dar. Die erzielten Ergebnisse bieten Handlungsempfehlungen zur Planung und Optimierung der Stoffströme der Co-Vergärung. Zudem können sie über den Rahmen der Abwasserwirtschaft hinaus Anwendung finden sowie als Grundlage für weitere Forschungen herangezogen werden.

Abstract

Against the background of the energy transition, the planning and optimization of co-digestion processes move into the focus of urban water management experts. Many wastewater treatment plants have free digester capacities that, in general, can be used for the co-treatment of co-substrates in order to increase the methane production. By systematic planning and calculation, the infra-structural facilities can be optimized. This also applies to the construction of new supply and treatment units: In the planning phase, their material flows can be adjusted to the existing settlements structures. In planning and optimizing co-digestion processes, the essential steps are to increase the energy efficiency via the determination of free digester capacities and the selection of suitable co-substrates. For this purpose, sufficient knowledge of the available resources and scopes of action is required. In the context of this work, these scopes will be described on the basis of the current state of research on sludge digestion and co-digestion.

Since the primary objective of sludge digestion is the stabilization of sewage sludge, one of the boundaries of the scope of action to be defined is to ensure stable degradation processes. As part of this work it is shown via the findings of the semi-technical and laboratory test series that both the organic composition of raw sludge and co-substrates and their degradation rates differ. The degradability of the organic substance directly influences the concentration of organic acids in the digester, produced during the degradation process and further metabolized to methane (under stable operating conditions). In case a surplus of degradable organic substance is fed into the digester, the organic acid concentration increases and impairs the process stability. One of the objectives of this work is therefore to define a design parameter that is suitable to characterize this load limit. The parameter in question is the converted COD volume load.

The converted COD volume load combines the COD volume load and the degradability of the organic substance. The load of anaerobic degradation processes by the degradable organic substance can thus be described - independently of the respective substrate - using the corresponding converted COD volume load. Prerequisite is the knowledge of substrate composition and degradability. Since co-digestion is the combined treatment of several substrates, the calculability of the expected converted COD volume load of substrate mixtures is decisive for using the converted COD volume load as design parameter. Based on the findings, the correlation of the degradation behavior of single substrates and substrate mixtures is proven and the corresponding calculation rule is defined. This way, the degree of degradation of substrate mixtures can be calculated from the COD mixing ratio and the COD degradation rate of the individual substrates.

Besides the available digester capacity, the scope of action in planning and optimization of co-digestion processes is limited by further factors: The stability of the other treatment steps of the wastewater treatment plant that is influenced by substrate selection, the definition of the mixing ratio and the digester temperature has to be ensured. One of the objectives of adding co-substrates to sewage sludge digestion is to increase the methane production. However, this is only sensible in those cases where the respective treatment capacities are sufficient.

Therefore, during planning and optimization and when selecting co-substrates and mixing ratios it is necessary to calculate the expected gas and methane production. Based on the organic composition of the substrates resp. substrate mixtures (relating to COD and TOC), the maximum achievable gas and methane yield can be calculated by means of carbon balancing. Taking into account the corresponding degradability, it is therefore possible to calculate the expected methane production during the preliminary planning stages of the co-treatment of co-substrates in sewage sludge

digestion. In addition and based on the findings (analog to the degree of degradation) a correlation of the specific gas or methane yields of single substrates and substrate mixtures is detected and a corresponding calculation rule is defined. The research results show that by co-treating kitchen and canteen waste or food waste gas production increases while it is reduced by co-treating fecal sludge.

The material flows of co-digestion affect the overall system of the wastewater treatment plant well before the actual anaerobic treatment stage. The co-treatment of co-substrates in sewage sludge digestion is subject to legal conditions of approval, including specific requirements on the quality, delivery and pre-treatment of co-substrates. As to date there are no standardized guidelines in Germany, different sets of rules and standards at state level exist to serve as guideline for approval processes. The findings of this work can be used as part of specifying these rules and standards or preparing nationwide standardization.

Taking into account the initial situation of the respective wastewater treatment plant and the described scopes of action, the use of free digester capacities for increasing its energy efficiency is an economic decision. The presented results provide recommendations for planning and optimizing material flows of co-digestion. They can also be used as basis for further research beyond the framework of wastewater management.

Inhaltsverzeichnis

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	IV
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	IX
TABELLENVERZEICHNIS	XI
1 EINLEITUNG.....	1
2 THEORETISCHER HINTERGRUND UND STAND DER FORSCHUNG	3
2.1 ANAEROBE ABBAUPROZESSE.....	3
2.1.1 Mikrobiologische Grundlagen	4
2.1.2 Einflussfaktoren auf anaerobe Abbauprozesse	5
2.1.2.1 Temperatur.....	6
2.1.2.2 Faulzeit	7
2.1.2.3 Substratzusammensetzung.....	7
2.1.2.4 pH-Wert.....	8
2.1.2.5 Hemmstoffe	9
2.1.3 Parameter zur Definition des anaeroben Abbaus	11
2.2 KLÄRSCHLAMMFAULUNG	17
2.2.1 Betriebseinstellungen von Faulbehältern	17
2.2.2 Bemessung von Faulbehältern	18
2.2.3 Beurteilung von Faulungsprozessen	21
2.2.4 Bilanzierung von Faulungsprozessen.....	23
2.2.4.1 Maximal realisierbare Biogasausbeute nach Buswell.....	23
2.2.4.2 Kohlenstoffbilanzierung	26
2.2.5 Auswirkungen der Klärschlammfaulung	30
2.2.5.1 Gasbehandlung	30
2.2.5.2 Entwässerung.....	31
2.2.5.3 Rückbelastung	33
2.3 KOMBINIERTE BEHANDLUNG VON KLÄRSCHLAMM UND CO-SUBSTRATEN.....	34
2.3.1 Freie Faulraumkapazitäten.....	36
2.3.2 Rechtliche Rahmenbedingungen.....	37
2.3.3 Anforderungen im Rahmen der Co-Vergärung.....	38
2.3.3.1 Anforderungen an die Eigenschaften von Co-Substraten.....	39
2.3.3.2 Hygieneanforderungen	40
2.3.3.3 Technische Anforderungen an die Substratvorbehandlung	41
2.3.4 Definition und Charakterisierung von Substraten.....	42
3 ZIELSETZUNG	47

4 MATERIAL UND METHODEN	49
4.1 HERKUNFT UND CHARAKTERISIERUNG DER VERWENDETEN SUBSTRATE	49
4.2 VERSUCHE IM HALBTECHNISCHEN MAßSTAB	52
4.2.1 Aufbau und Betrieb der halbtechnischen Versuchsanlage	52
4.2.2 Versuchsprogramm - halbtechnischer Maßstab	54
4.2.3 Analyseprogramm und Datenauswertung – halbtechnischer Maßstab	57
4.2.3.1 Analysemethoden.....	58
4.2.3.2 Auswertung der Mess- und Analysedaten	61
4.2.4 Untersuchungen zur CSB-Bestimmungsmethode	61
4.3 LABORVERSUCHE	62
4.3.1 Aufbau und Betrieb der Laborversuche	63
4.3.2 Versuchsprogramm - labortechnischer Maßstab.....	64
4.3.3 Analyseprogramm - labortechnischer Maßstab.....	67
5 ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN	69
5.1 BESTIMMUNG DES CHEMISCHEN SAUERSTOFFBEDARFS.....	69
5.2 BEMESSUNGS- UND BETRIEBSPARAMETER	73
5.2.1 Charakterisierung der organischen Zusammensetzung der Substrate	73
5.2.2 Theoretische Beurteilung der Substratzusammensetzung.....	77
5.2.3 Stabilität der untersuchten Faulungsprozesse	81
5.2.3.1 Stabilität der Laborversuche	81
5.2.3.2 Stabilität der halbtechnischen Versuchsphasen	84
5.2.4 Zwischenfazit	91
5.3 OPTIMIERUNG VON CO-VERGÄRUNGSPROZESSEN.....	94
5.3.1 Substrat- und Temperatureinflüsse auf den Abbaugrad	94
5.3.1.1 Abbaugrad.....	94
5.3.1.2 Raumumsatzleistung.....	97
5.3.1.3 Korrelation des Abbaugrads	99
5.3.2 Substrat- und Temperatureinflüsse auf die Gas- und Methanausbeute	102
5.3.2.1 Spezifische Gasausbeute.....	102
5.3.2.2 Methananteil im Faulgas.....	108
5.3.2.3 Spezifische Methanausbeute.....	110
5.3.2.4 Korrelation der spezifischen Gas- und Methanausbeute.....	113
5.3.3 Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb.....	117
5.3.3.1 Gasbehandlung.....	117
5.3.3.2 Entwässerung.....	121
5.3.3.3 Rückbelastung.....	123

6	SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	127
6.1	BEMESSUNGSANSATZ DER CO-VERGÄRUNG	127
6.2	PLANUNGS- UND OPTIMIERUNGSPROZESS DER CO-VERGÄRUNG.....	130
6.2.1	Ausgangssituation	130
6.2.2	Substratcharakterisierung.....	131
6.2.3	Stoffstrombemessung.....	132
6.2.4	Stoffstromauswirkungen	135
6.2.5	Wirtschaftliche Bewertung	137
6.3	WEITERER FORSCHUNGSBEDARF UND AUSBLICK	139
7	ZUSAMMENFASSUNG.....	141
8	LITERATURVERZEICHNIS	145
9	ANHANG	157
9.1	MODELLE ZUR BESCHREIBUNG VON BIOGASBILDUNGSPROZESSEN.....	158
9.2	EINZELAUFSTELLUNG AUSGEWÄHLTER ENERGIETRÄGER.....	159
9.3	AUFSTELLUNG GÄNGIGER CO-SUBSTRATE.....	160
9.4	ANALYSENPLAN DER HALBTECHNISCHEN UNTERSUCHUNGEN	162
9.5	ORGANISCHE ZUSAMMENSETZUNG DER IN DEN HALBTECHNISCHEN VERSUCHSPHASEN VERWENDETEN SUBSTRATE UND SUBSTRATMISCHUNGEN.....	163
9.6	VERHÄLTNISSE AUS OTR, CSB UND TOC DER VERSUCHSREIHEN.....	165
9.7	ANSÄTZE DER LABORVERSUCHSREIHEN.....	166
9.8	STABILITÄTSNACHWEIS DER HALBTECHNISCHEN VERSUCHSPHASEN.....	168
9.9	RAUMBELASTUNG DER STABILEN HALBTECHNISCHEN VERSUCHSPHASEN.....	170
9.10	ABBAUGRADE DER HALBTECHNISCHEN VERSUCHSPHASEN.....	171
9.11	ABBAUGRADE DER LABORTECHNISCHEN VERSUCHSREIHEN	172
9.12	RAUMUMSATZLEISTUNG DER HALBTECHNISCHEN VERSUCHSPHASEN	173
9.13	SPEZIFISCHE GAS AUSBEUTE DER HALBTECHNISCHEN VERSUCHSPHASEN.....	174
9.14	BERECHNUNGEN ZUR SPEZIFISCHEN GAS AUSBEUTE (BEZOGEN AUF CSB).....	176
9.15	BERECHNUNGEN ZUR SPEZIFISCHEN GAS AUSBEUTE (BEZOGEN AUF OTR).....	177
9.16	BERECHNUNGEN ZUR SPEZIFISCHEN METHANAUSBEUTE (BEZOGEN AUF CSB)	178
9.17	KAPILLARE FLIEßZEIT DER FAULSCHLÄMME DER HALBTECHNISCHEN VERSUCHSPHASEN	179
9.18	GELÖSTE STOFFE IM SCHLAMMWASSER DER HALBTECHNISCHEN VERSUCHSPHASEN	180

Abkürzungsverzeichnis

Allgemeine und abwasserspezifische Abkürzungen

B	Fracht [kg/d]
BHKW	Blockheizkraftwerk
B _R	Raumbelastung [kg/(m ³ ·d)]
bspw.	beispielsweise
bzgl.	bezüglich
bzw.	beziehungsweise
C	Konzentration [mg/L]
c _i	Konzentration des Gases _i in Wasser [mol/m ³]
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf (entspricht CSB _{gesamt})
CSB _{gelöst}	gelöster Chemischer Sauerstoffbedarf
CST	Capillary Suction Time (kapillare Fließzeit) [s]
d. h.	das heißt
E	Einwohner
etc.	et cetera
EW	Einwohnerwert
FID	Flammenionisationsdetektor
FKS	Fäkalschlamm
FS	Faulschlamm
GC	Gaschromatograph
ggf.	gegebenenfalls
Gl.	Gleichung
GV	Glühverlust [g/100 g TR], [%]
η	Abbaugrad [%]
ht	halbtechnisch
IBN	Inbetriebnahme
IC	Ionenchromatograph
IS	Impfschlamm
k _d	endogene Atmungsrate [d ⁻¹]
k _H	Henry-Konstante [mol/(m ³ ·bar)]
KKA	Küchen- und Kantinenabfall
KWS	Klärwerk-Süd
LMR	Lebensmittelreste
lt	labortechnisch
μ	Wachstumsrate [d ⁻¹]
m	Stoffmasse [kg]
M ₋	Mischung von Substraten
Max	Maximum
mind.	mindestens

MW	Messwert
Min	Minimum
N	Anzahl (der Proben bzw. Messwerte)
org.	organisch
oTR	organischer Trockenrückstand [%]
p	Druck (Gasdruck, Dampfdruck) [mbar]
Q	Volumenstrom [m ³], [L]
r	Produktionsrate, Reaktionsgeschwindigkeit [kg/(m ³ ·d)]
rd.	rund
RO	Regulierungsoption
RS	Rohschlamm
RUL	Raumumsatzleistung [kg/(m ³ ·d)]
RW	Rechenwert
s	Standardabweichung
spez.	spezifisch
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
T	Temperatur [K], [°C]
t _F	Faulzeit [d]
t _L	Lagerungsdauer [a]
TOC	Total Organic Carbon (Gesamtkohlenstoff)
TR	Trockenrückstand [%]
u. Ä.	und Ähnliche(s)
V	Volumen [m ³], [L] bzw. [NL]
vgl.	vergleiche
v. l. n. r.	von links nach rechts
WLD	Wärmeleitfähigkeitsdetektor
x	prozentualer Mischungsanteil [%]
\bar{x}	Mittelwert
X _C	Oxidationszahl
Y	Ertragskoeffizient [g oTR/g CSB _{abgebaut}]
z. B.	zum Beispiel
ZKW	Zentralklärwerk
zw.	zwischen
Δ	prozentuale Abweichung [%] bzw. Differenz

Indizes

CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
ab	abgeführt
BM	Biomasseneubildung
Co	Co-Substrat
FB	Faulbehälter

G	Gas
max	maximal
CH ₄	Methan
na	nicht abgebaut
oTR	organischer Trockenrückstand
RS	Rohschlamm
S	Substrat, Stoff
spez.	spezifisch
W	Wasser
zu	zugeführt

Chemische Elemente und Verbindungen

C	elementarer Kohlenstoff
C ₅ H ₇ O ₂ N	Summenformel für Überschussschlamm (Annahme)
Ca(OH) ₂	Calciumhydroxid
CH ₃ COOH	Essigsäure
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
H	elementarer Wasserstoff
H ₂	molekularer Wasserstoff
H ₂ O	Wasser
H ₂ PO ₄ ⁻	Dihydrogenphosphat-Ion
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
H ₃ O ⁺	Oxonium-Ion
HCl	Chlorwasserstoff
HCO ₃ ⁻	Carbonat-Ion
HS ⁻	Hydrosulfid-Ion
N	elementarer Stickstoff
N ₂	molekularer Stickstoff
Na ₂ CO ₃	Natriumcarbonat
NaOH	Natriumhydroxid
N _{ges}	gesamter gelöster Stickstoff
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium-Ion
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
O	elementarer Sauerstoff
O ₂	molekularer Sauerstoff
OH ⁻	Hydroxid-Ion
P	elementarer Phosphor
PO ₄ -P	Ortho-Phosphat-Phosphor
S	elementarer Schwefel

Stoffströme der Co-Vergärung in der Abwasserwirtschaft

Übersicht

Versuchsreihen

RS_ht-1 (RS)
M_ht-2 (RS-KKA)
M_ht-3 (RS-KKA)
M_ht-4 (RS-LMR)
M_ht-5 (RS-LMR-FKS)
M_ht-6 (RS-LMR-FKS)
RS_ht-7 (RS)

RS_lt-1 (RS)
M_lt-2 (RS-LMR)
M_lt-3 (RS-LMR)
LMR_lt-4 (LMR)
FKS_lt-5 (FKS)
M_lt-7 (LMR-FKS)
FKS_lt-8 (FKS)
RS_lt-9 (RS)
LMR_lt-10 (LMR)
FKS_lt-11 (FKS)
M_lt-12 (RS-FKS)
M_lt-13 (RS-LMR-FKS)
M_lt-14 (RS-LMR-FKS)

Rohschlamm (RS)
Küchen- und Kantinenabfälle (KKA)
überlagerte Lebensmittelreste (LMR)
Fäkalschlamm (FKS)
Mischung (M)
- aus 2 Substraten (M2)
- aus 3 Substraten (M3)
halbtechnisch (ht)
labortechnisch (lt)

Stoffströme der Co-Vergärung in der Abwasserwirtschaft

Lesezeichen

Versuchsreihen

RS_ht-1 (RS)
M_ht-2 (RS-KKA)
M_ht-3 (RS-KKA)
M_ht-4 (RS-LMR)
M_ht-5 (RS-LMR-FKS)
M_ht-6 (RS-LMR-FKS)
RS_ht-7 (RS)

RS_lt-1 (RS)
M_lt-2 (RS-LMR)
M_lt-3 (RS-LMR)
LMR_lt-4 (LMR)
FKS_lt-5 (FKS)
M_lt-7 (LMR-FKS)
FKS_lt-8 (FKS)
RS_lt-9 (RS)
LMR_lt-10 (LMR)
FKS_lt-11 (FKS)
M_lt-12 (RS-FKS)
M_lt-13 (RS-LMR-FKS)
M_lt-14 (RS-LMR-FKS)

Rohschlamm (RS)
Küchen- und Kantinenabfälle (KKA)
überlagerte Lebensmittelreste (LMR)
Fäkalschlamm (FKS)
Mischung (M)
- aus 2 Substraten (M2)
- aus 3 Substraten (M3)
halbtechnisch (ht)
labortechnisch (lt)

hier bitte abtrennen

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Massen- bzw. Stoffströme eines definierten Systems, vgl. Gujer (2007)	12
Abbildung 2: Stoffstrombilanz der kontinuierlich betriebenen Faulung (stationärer Prozess)	13
Abbildung 3: Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffbedarf zur Oxidation von 1 g Kohlenstoff und der Oxidationszahl der organischen Verbindung, vgl. Spies (1986).....	28
Abbildung 4: Substratvorbehandlung der Küchen- und Kantinenabfälle.....	50
Abbildung 5: Substrate nach der Vorbehandlung (v. l. n. r.: RS, LMR, FKS).....	51
Abbildung 6: Schematisches Fließbild der halbtechnischen zweistraßigen Versuchsanlage.....	53
Abbildung 7: Gaswegkomponenten der halbtechnischen Versuchsanlage	54
Abbildung 8: CSB-Untersuchung der Messreihe, vgl. Zeig et al. (2012a) - modifiziert.....	62
Abbildung 9: Versuchseinbau der Versuchsreihen I und III	63
Abbildung 10: Gasentnahmen (Druckregulierung) während des Gärprozesses	63
Abbildung 11: Gärsystem der Versuchsreihe II, vgl. Staszewska (2012)	64
Abbildung 12: CSB-Bilanzierung des Gefriertrocknungsprozesses.....	71
Abbildung 13: Verhältnisse aus oTR, CSB und TOC der durchgeführten Versuchsreihen, vgl. Anhang 6	76
Abbildung 14: Maximal erreichbare Methanausbeute basierend auf dem CSB-oTR-Verhältnis der Energieträger und der Ausgangssubstrate der durchgeführten Versuchsreihen, vgl. Zeig et al. (2012b) - modifiziert	79
Abbildung 15: Spezifische Gasausbeute der Cellulose-Ansätze (Summenlinien)	81
Abbildung 16: Spezifische Gasausbeute der Impfschlamm-Ansätze (Summenlinien)	82
Abbildung 17: Spezifische Gasausbeute der untersuchten Einzelsubstrate (Summenlinien).....	83
Abbildung 18: Organische Säurekonzentration während der halbtechnischen Versuchsphasen	85
Abbildung 19: Raumbelastung während der halbtechnischen Versuchsphasen.....	86
Abbildung 20: oTR- und CSB-Raumbelastung während der halbtechnischen Versuchsphasen und dem Anpassungszeitraum zwischen M _{ht-3} und M _{ht-4} (RS-LMR *), vgl. Zeig et al. (2011) - modifiziert	87
Abbildung 21: Anpassungszeitraum zwischen M _{ht-3} (RS-KKA) und M _{ht-4} (RS-LMR) des mesophilen Versuchsanlagenbetriebs	89
Abbildung 22: Anpassungszeitraum zwischen M _{ht-3} (RS-KKA) und M _{ht-4} (RS-LMR) des thermophilen Versuchsanlagenbetriebs	89
Abbildung 23: Entwicklung der organischen Säurekonzentration im Faulschlamm während des Anpassungszeitraums (M _{ht-3} bis M _{ht-4})	90
Abbildung 24: Abbaugrad der Einzelsubstrate bei mesophilem Betrieb.....	95
Abbildung 25: Abbaugrad der Substratmischungen bei mesophilem Betrieb.....	96
Abbildung 26: Abbaugrad bei mesophilem und thermophilem Faulungsbetrieb.....	97
Abbildung 27: Messwerte der erzielten Abbaugrade im Vergleich zum vollständigen Abbau	99

Abbildung 28: Korrelation des CSB-Abbaugrads bei Mischungen aus zwei Substraten	101
Abbildung 29: Spezifische Gasausbeute der Einzelsubstrate bei mesophilem Betrieb	104
Abbildung 30: Spezifische Gasausbeute der Substratmischungen bei mesophilem Betrieb	105
Abbildung 31: Spezifische Gasausbeute bei mesophilem und thermophilem Faulungsbetrieb	106
Abbildung 32: Abweichung der spez. Gasausbeute bei 55 °C von der spez. Gasausbeute bei 37 °C in Abhängigkeit von der Substratmischung (Boxplot-Darstellung)	107
Abbildung 33: Methananteil im Faulgas der halbtechnischen Versuchsphasen	108
Abbildung 34: Methananteil im Faulgas der labortechnischen Versuchsreihen	109
Abbildung 35: Spezifische Methanausbeute (bezogen auf $CSB_{abgebaut}$)	110
Abbildung 36: Vergleich der Mess- und Rechenwerte der Methanausbeute	112
Abbildung 37: Korrelation der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeute von RS und LMR	114
Abbildung 38: Korrelation der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeute von FKS und LMR	115
Abbildung 39: Korrelation der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeute von FKS und RS	116
Abbildung 40: Substratabhängigkeit der spezifischen Gasausbeute und Gasproduktionsrate	118
Abbildung 41: Gasproduktionsrate der halbtechnischen Versuchsphase mit RS	119
Abbildung 42: Gasproduktionsrate der halbtechnischen Versuchsphase mit RS und LMR	119
Abbildung 43: Kapillare Fließzeit der Faulschlämme der halbtechnischen Versuchsphasen, Boxplot-Darstellung (Min., 0,25-Quartil, Median, 0,75-Quartil, Max.)	121
Abbildung 44: Entwicklung der kapillaren Fließzeit von Phase M _{ht-3} bis M _{ht-4}	122
Abbildung 45: Stickstoff- und Ammoniumkonzentration des Faulschlammwassers	123
Abbildung 46: Konzentration des CSB_{gesamt} und des $CSB_{gelöst}$ im Faulschlammwasser	124
Abbildung 47: Schlammwasserzusammensetzung der halbtechnischen Versuchsphasen	125
Abbildung 48: Zusammenhänge zwischen gegebenen und notwendigen Faktoren	133
Abbildung 49: Fließschema der Regulierungsoptionen im mesophilen Betrieb	134
Abbildung 50: Planungs- und Optimierungsprozess der Co-Vergärung	138

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Gängige Temperaturbereiche anaerober Abbauprozesse	6
Tabelle 2:	Bemessungskennwerte der mesophilen Klärschlammfaulung	19
Tabelle 3:	Einflussfaktoren auf anaerobe Abbauprozesse (Stabilitätsindikatoren).....	21
Tabelle 4:	Gasausbeute bei vollständigem Abbau der organischen Substanz von Energie- trägern, vgl. DWA (2010b) und Urban & Scheer (2011).....	25
Tabelle 5:	Faulgasreinigungsverfahren, vgl. DWA (2006)	30
Tabelle 6:	Wirkungsgrade stationärer Gasmaschinen	31
Tabelle 7:	Vorteile und Risiken der kombinierten Klärschlammfaulung, vgl. Schmelz (2000) ...	35
Tabelle 8:	Erhebungen zur Faulzeit von Faulungsanlagen, vgl. Schmelz (2002)	36
Tabelle 9:	Vorbehandlung von Co-Substraten, vgl. MUNLV (2001) und DWA (2009).....	41
Tabelle 10:	Auszug aus dem Europäischen Abfallverzeichnis der AVV (2001)	43
Tabelle 11:	Organische Zusammensetzung und Abbaubarkeit ausgewählter Substrate	44
Tabelle 12:	Gas- und Methanausbeute ausgewählter Substrate	46
Tabelle 13:	Inbetriebnahme des thermophilen Faulbehälters	55
Tabelle 14:	Inbetriebnahme des mesophilen Faulbehälters	55
Tabelle 15:	Substrate und Substratmischung der halbtechnischen Versuchsphasen.....	57
Tabelle 16:	Analyseprogramm der halbtechnischen Versuche	58
Tabelle 17:	Substrate und Substratmischungen der labortechnischen Versuchsreihe I	65
Tabelle 18:	Substrat und Substratmischung der labortechnischen Versuchsreihe II.....	66
Tabelle 19:	Substrate und Substratmischungen der labortechnischen Versuchsreihe III.....	66
Tabelle 20:	Übersicht der labortechnischen Versuchsphasen	67
Tabelle 21:	Analyseprogramm der Laborversuche.....	67
Tabelle 22:	Vergleich der CSB-Analyseergebnisse der Originalproben nach unterschiedlichen Analyseverfahren, vgl. Zeig et al. (2012a)	69
Tabelle 23:	CSB-Analyseergebnisse in Abhängigkeit der Probenaufbereitung, vgl. Zeig et al. (2012a).....	70
Tabelle 24:	Konzentration der organischen Säuren in der Originalprobe und im Kondensat.....	72
Tabelle 25:	Organische Zusammensetzung der verwendeten Ausgangssubstrate	74
Tabelle 26:	Organische Zusammensetzung der Substrate bzw. Substratmischungen der durchgeführten Versuchsreihen	75
Tabelle 27:	Vollständiger Abbau von Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten, vgl. Tabelle 4.....	77
Tabelle 28:	Vollständiger Abbau der Ausgangssubstrate der durchgeführten Versuchsreihen	78
Tabelle 29:	Vollständiger Abbau der in den durchgeführten Versuchsreihen verwendeten Substrate und Substratmischungen, vgl. Anhang 6	80
Tabelle 30:	Stabilitätsnachweis der halbtechnischen Versuchsphasen	84
Tabelle 31:	Vergleich der CSB-Raubelastung unterschiedlicher Substratmischungen.....	88

Tabelle 32:	Vergleich der Versuchsphasen M_ht-3 und M_ht-4, vgl. Anhang 8 und Anhang 9	91
Tabelle 33:	Empirischer und modifizierter Bemessungsansatz, vgl. MUNLV (2001) und Urban & Scheer (2011)	92
Tabelle 34:	Raumbelastungen und Raumumsatzleistungen der durchgeführten mesophilen Versuchsreihen (normiert auf 5 % TR).....	98
Tabelle 35:	Korrelation des CSB-Abbaugrads bei Mischungen aus drei Substraten.....	102
Tabelle 36:	Spezifische Gasausbeuten der durchgeführten mesophilen Versuchsreihen	103
Tabelle 37:	Vergleich der spezifischen Gasausbeute (Betrieb bei 55 °C zu 37 °C)	106
Tabelle 38:	Rechen- und Messwerte der spezifischen Gas- und Methanausbeute sowie des Methananteils im Faulgas der durchgeführten mesophilen Versuchsphasen	111
Tabelle 39:	Vergleich der Mess- und Rechenwerte der Gas- und Methanausbeute der Substratmischungen M3-RS-LMR-FKS	116
Tabelle 40:	PO ₄ -P-Konzentration im Schlammwasser der halbtechnischen Versuche	125
Tabelle 41:	Modifikation des empirischen Bemessungsansatzes der Klärschlammfaulung	128
Tabelle 42:	Raumumsatzleistung der halbtechnischen Versuchsphasen	128
Tabelle 43:	Maximale Raumumsatzleistung für Anlagengrößen < 50.000 EW	129

1 Einleitung

Seit Anfang der 1970er Jahre hat sich der weltweite Energieverbrauch mehr als verdoppelt und wird insbesondere aufgrund der wachsenden Bevölkerung und der wirtschaftlichen Entwicklung in Schwellenländern wie China und Indien weiter ansteigen. Die damit verbundene steigende Rohstoffknappheit geht mit steigenden Energiepreisen einher, vgl. BMU (2012), Rühl et al. (2012) und IEA (2012). Im Rahmen der europäischen Energiepolitik werden die Ziele der Diversifikation der Energiequellen, der kostengünstigen Energiebereitstellung und der klimafreundlichen Produktion verfolgt. Bis 2020 wird neben der Reduzierung der Treibhausgasemissionen um 20 %, die Erhöhung der Energieversorgung aus erneuerbaren Quellen und die Steigerung der Energieeffizienz um jeweils 20 % (Basisjahr 1990) angestrebt, vgl. COM (2010). Hierzu wurde am 25. Oktober 2012 die Richtlinie 2012/27/EG erlassen, die den Rahmen für Maßnahmen zur Förderung der Energieeffizienz in der Europäischen Union absteckt, vgl. EU 27 (2012).

Das Energiekonzept der deutschen Bundesregierung sieht darüber hinaus eine Umgestaltung der Energieversorgung vor, die unter anderem den Ausstieg aus der Atomenergie bis 2022 und den Ausbau der Nutzung erneuerbaren Energien bis 2050 beinhaltet. Im Rahmen dieser Energiewende sollen der Primärenergieverbrauch um 50 % und die Treibhausgasemissionen um 80 % reduziert sowie der Anteil der erneuerbaren Energien am Bruttostromverbrauch auf 80 % erhöht werden, vgl. BMWi (2013). Die Energiegewinnung aus Biomasse spielt in diesem Zusammenhang eine wichtige Rolle, da diese im Gegensatz zu anderen Energieträgern sowohl zur Wärme- und Stromgenerierung als auch zur Kraftstofferzeugung geeignet ist, vgl. BMWi (2011). In 2012 wurden rd. 13 % des Endenergieverbrauchs in Deutschland durch erneuerbare Energien abgedeckt (Endenergieverbrauch Dt. 2012: 2,5 Mio. GWh ~ 9.000 PJ). Der Anteil an erneuerbarer Energie aus Biomasse betrug rd. 8 %, vgl. BMU (2013).

Vor dem Hintergrund der Diversifikation der Energiegewinnung stellt die Methanproduktion aus Biomasse eine Möglichkeit dar, die sowohl in der Landwirtschaft als auch in der Abfall- und Abwasserwirtschaft an Bedeutung gewinnt, vgl. WEF/ASCE (2009). Seit der Einführung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) am 1. April 2000 hat sich die Anzahl der Biogasanlagen in Deutschland mehr als verfünffacht, vgl. FNR (2010). Dies geht zunächst mit hohen Investitionskosten einher. Demgegenüber stellt die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung von Abwasserbehandlungsanlagen eine alternative Möglichkeit der Energiegenerierung dar. Viele Anlagen weisen freie Faulraumkapazitäten auf, die zur Mitbehandlung von Co-Substraten genutzt werden können. Da der Standort, die Anlagentechnik und Infrastruktur bereits zur Verfügung stehen, sind die Investitionskosten vergleichsweise gering. Die Nutzung dieses Potentials zur Energiegewinnung kann somit eine attraktive Möglichkeit darstellen, um die Ziele der Energiewende bis 2050 zu erreichen, vgl. HMUELV (2009).

In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass die Mitbehandlung von Co-Substraten und die damit angestrebte Steigerung der Methanproduktion den originären Zielen der Klärschlammfaulung unterzuordnen sind. Das primäre Ziel der Klärschlammfaulung liegt in der Stabilisierung (Verminderung der biologischen Aktivität) des Klärschlammes. Darüber hinaus

werden eine Verbesserung der Faulschlammentwässerbarkeit und die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte der Abwasserbehandlung (bzgl. Rückbelastung) angestrebt. Zudem sind rechtliche und technische Rahmenbedingungen bei der Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung zu berücksichtigen, vgl. DWA (2009).

Im Rahmen dieser Arbeit wird der aktuelle Stand der Forschung zu anaeroben Abbauprozessen, im Speziellen der Klärschlammfaulung und der Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung (Co-Vergärung), dargestellt, vgl. Kapitel 2. Basierend auf diesem Kenntnisstand werden zu klärende Fragestellungen formuliert, die hinsichtlich der Planung, dem Betrieb und der Optimierung von Co-Vergärungsprozessen und deren Auswirkungen auf weitere Behandlungsstufen relevant sind, vgl. Kapitel 3. Zur Beantwortung dieser Fragen werden Untersuchungen im halb- und labortechnischen Maßstab durchgeführt, die in Kapitel 4 beschrieben werden. Die erzielten Ergebnisse werden in Kapitel 5 dargestellt und diskutiert. Im Rahmen der Schlussfolgerung findet eine Interpretation der erworbenen Kenntnisse hinsichtlich der technischen und wirtschaftlichen Potentiale der Co-Vergärung und der Restriktionen zur Gewährleistung stabiler Behandlungsprozesse statt. Es werden Handlungsempfehlungen für die Praxis und zu vertiefende Forschungsempfehlungen aufgezeigt, vgl. Kapitel 6. Abschließend wird der Inhalt dieser Arbeit in Kapitel 7 zusammengefasst.

2 Theoretischer Hintergrund und Stand der Forschung

In diesem Kapitel werden die Erfahrungen im Bereich der Klärschlammfaulung und der Stand der Forschung zur Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung beschrieben, an denen diese Arbeit anknüpft. Sowohl bei der reinen Klärschlammfaulung als auch bei der Co-Vergärung handelt es sich um anaerobe Abbauprozesse. Aus diesem Grund werden in Kapitel 2.1 zunächst die Grundlagen von mikrobiologischen Vorgängen in Anaerobreaktoren, die von einer Vielzahl an unterschiedlichen Faktoren beeinflusst werden können, erläutert. Zur Beschreibung und Beurteilung der Abbauleistung und der damit verbundenen Biogasausbeute werden abschließend in diesem Kapitel die beteiligten Stoffströme definiert. Eine Präzisierung des anaeroben Abbaus findet in Kapitel 2.2 anhand der klassischen Klärschlammfaulung statt. Zunächst werden grundlegende Kenntnisse hinsichtlich des Betriebs und der Bemessung von Faulbehältern dargestellt und im Detail die gängigen Bemessungsparameter erläutert. Im Anschluss findet, in Anlehnung an die in Kapitel 2.1.2 erläuterten Einflussfaktoren auf anaerobe Abbauprozesse, eine Beschreibung des Stabilitätsnachweises von Faulprozessen statt, der zur Beurteilung der gewählten Betriebs- und Bemessungseinstellungen unerlässlich ist. Darüber hinaus stellt die Bilanzierung der Stoffströme eine sinnvolle Beurteilungsmethode anaerober Abbauprozesse dar. Sie dient sowohl der Überprüfung von Betriebsabläufen als auch der Planung und Optimierung von Betriebseinstellungen. Auf diese Weise können einerseits Fehlerquellen, die neben dem Betrieb auch während der Probenahme und Analyse auftreten können, lokalisiert und andererseits Potentiale hinsichtlich einer Effizienzsteigerung erkannt werden. Aufbauend auf den beschriebenen Stoffströmen werden abschließend die Auswirkungen der Klärschlammfaulung auf ausgewählte Behandlungsstufen der Kläranlage beschrieben. Während der Stoffstrom, der den Faulbehältern in Form vom Faulschlamm verlässt, in direkter Verbindung mit der Schlamm-entwässerung und der Rückbelastung der Kläranlage steht, wirkt sich der Stoffstrom, der den Faulbehälter in Form von Biogas verlässt, auf die Gasbehandlung der Kläranlage aus. Eine Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung ist anzustreben, wenn damit ökologische oder ökonomische Vorteile einhergehen, ohne die Hauptfunktionen der Klärschlammbehandlung zu beeinträchtigen. Freie Faulraumkapazitäten bieten generell die Möglichkeit einer Mitbehandlung, wobei die damit verbundenen rechtlichen Rahmenbedingungen zu berücksichtigen sind. Das Zusammenführen von Abwasser- und Abfallströmen bedarf einer rechtlichen Prüfung und Genehmigung. Des Weiteren sind spezielle Anforderungen an die Eigenschaften der Co-Substrate und deren Vorbehandlung zu beachten. Hierauf wird in Kapitel 2.3 im Detail eingegangen. Abschließend wird eine Kategorisierung und Charakterisierung von Co-Substrate vorgenommen, um eine vergleichende Bewertung mit reinem Klärschlamm zu ermöglichen.

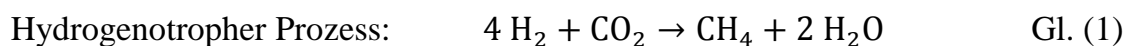
2.1 Anaerobe Abbauprozesse

Anaerobe Abbauprozesse kommen in der Praxis in unterschiedlichen Bereichen der Abwasser- und Abfallbehandlung zum Einsatz. Im Rahmen dieser Arbeit wird der Fokus auf die Klärschlammfaulung und im Speziellen auf die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung (Co-Vergärung) gerichtet.

Anaerobe Abbauprozesse dienen der Verminderung der biologischen Aktivität und der Feststoffkonzentration organischer, polymerer Stoffe (wie Kohlenhydrate, Proteine und Fette) in Verbindung mit der Produktion von Biogas. Der Abbau findet unter Sauerstoffabschluss durch fakultative und obligat anaerobe Mikroorganismen statt, vgl. Roediger et al. (1990) und Metcalf & Eddy (2004). Um den Verlauf von Abbauprozessen einerseits beurteilen und andererseits regulieren zu können, stellt die Kenntnis über die mikrobiologischen Stoffwechselprozesse eine wichtige Voraussetzung dar. Die entsprechenden Grundlagen werden in Kapitel 2.1.1 erläutert. Vor dem Hintergrund der Sicherstellung stabiler Abbauprozesse und der Optimierung der Stabilisierung und der damit verbundenen Biogasproduktion sind die relevanten Einflussfaktoren auf anaerobe Abbauprozesse zu berücksichtigen. Diese werden in Kapitel 2.1.2 beschrieben. Im Anschluss werden in Kapitel 2.1.3 die Stoffströme anaerober Abbauprozesse anhand verschiedener Parameter definiert, die in der Praxis zur Beurteilung der Abbauleistung und der Biogasausbeute Anwendung finden.

2.1.1 Mikrobiologische Grundlagen

Der anaerobe Abbauprozess gliedert sich in mehrere Abbauschritte, die aufeinander aufbauen bzw. voneinander abhängig sind. Je nach Abbauschritt handelt es sich um unterschiedliche Bakterien und Archaeen, deren Leistungsfähigkeit sich gegenseitig bedingt. Während des ersten Abbauschritts (Hydrolyse) werden großmolekulare Energieträger (Fette, Proteine und Kohlenhydrate) enzymatisch in kleinere Stoffgruppen (Monozucker, Amino- und Fettsäuren) gespalten. Diese werden im zweiten Abbauschritt durch hydrolytisch-acidogenen Bakterien, die zuvor die Enzyme für den ersten Abbauschritt erzeugt haben, zu leicht flüchtigen Fettsäuren, Alkoholen und Wasser metabolisiert. Die Bildung von Essigsäure findet im dritten Abbauschritt durch acetogene bzw. syntrophe Bakterien statt. Hierbei handelt es sich um einen energiezehrenden Abbauschritt, der mit steigender Produktion von Wasserstoff und Essigsäure den weiteren Umbau der Fettsäuren hemmt. Die im letzten Abbauschritt (Methanogenese) aktiven methanogenen Archaeen entfernen sowohl den Wasserstoff (hydrogenotropher Prozess) als auch die Essigsäure (essigsäurespaltender Prozess) aus dem Lebensraum der acetogenen bzw. syntrophen Bakterien. Sie sind für die beiden Abbauprozesse von Wasserstoff und Kohlendioxid zu Methan und Wasserdampf sowie von Essigsäure zu Methan und Kohlendioxid verantwortlich, vgl. Gleichung 1 und 2.



Die Bildung von Kohlendioxid bedingt einen Anstieg des pH-Werts in ein leicht alkalisches Milieu, vgl. Kapitel 2.1.2.4. Im Rahmen des hydrogenotrophen Prozesses wird Energie freigesetzt, die für den Umbau der Fettsäuren herangezogen werden kann. Es handelt sich somit um eine Symbiose der methanogenen Archaeen und acetogenen bzw. syntrophen Bakterien (Interspecies hydrogen transfer), vgl. Kapp (1984), Kroiss (1986), Roediger et al. (1990), Svoldal (1991), ATV (1996), Schmelz (2000), Mudrack & Kunst (2003), Metcalf & Eddy (2004), Bischofsberger et al. (2005), Bauer et al. (2009), WEF/ASCE (2009) und Schieder et al. (2010).

Den Methanbakterien kommt vor dem Hintergrund der Biogasgewinnung eine besondere Bedeutung zu. Während der hydrogenotrophe Prozess von einer Vielzahl an Methanbakterien durchgeführt werden kann, sind nur drei Gattungen der Ordnung Methanomicrobiales zur Methanbildung aus Essigsäure fähig. Diese acetatverarbeiteten Bakterien reagieren auf Milieuveränderungen sehr empfindlich und weisen, aufgrund der geringen Energieausbeute bei der Essigsäurespaltung, vergleichsweise geringe Wachstumsraten auf. Im Rahmen der Abwasser- und Schlammbehandlung stellen sie trotzdem die wichtigste Bakteriengruppe dar, weil rd. 70 % des produzierten Methans über den essigsäurespaltenden Prozess entstehen. Der Wirkungsgrad und die Stabilität des anaeroben Abbauprozesses in Abwasserbehandlungsanlagen sind dementsprechend zu großen Teilen von dieser kleinen Gruppe an Bakterien abhängig, vgl. McCarty (1964), Kroiss (1986), Svardal (1991), Roediger et al. (1990) und Mudrack & Kunst (2003). Diese Beobachtung konnte allerdings im Rahmen von anaeroben Abbauprozessen in landwirtschaftlichen Biogasanlagen nicht gemacht werden. Nach Bauer et al. (2009) stellt bei einer hohen Raumbelastung der hydrogenotrophe Prozess den primären Methanbildungsweg dar, während der essigsäurespaltende Prozess mit sinkender Raumbelastung an Relevanz gewinnt.

Das Zusammenwirken der Mikroorganismen während des gesamten Abbauprozesses bedingt eine gleichmäßige Geschwindigkeit der einzelnen Abbauschritte. Je nach abzubauenem Substrat kann die Geschwindigkeit einzelner Abbauschritte beeinflusst werden. Während schwer abbaubare organische Substanzen (bspw. Cellulose) von den Mikroorganismen nur langsam hydrolysiert werden können, führt eine beschleunigte Hydrolyse leicht abbaubarer organischer Substanzen dazu, dass die methanogenen Archaeen dieser Geschwindigkeit nicht Schritt halten können. Die verstärkte Produktion von organischen Säuren würde in diesem Fall zu einem Absinken des pH-Werts und damit zu einer Hemmung des Abbauprozesses führen. Ein Indiz für eine erhöhte Konzentration der organischen Säuren stellt ein saurer Geruch von Faulschlamm dar (saure Gärung), vgl. Kroiss (1986), Roediger et al. (1990), Mudrack & Kunst (2003), Bischofsberger et al. (2005) und Schieder et al. (2010). In Verbindung mit der Substratzusammensetzung und dem pH-Wert stellen die Verfügbarkeit von Mikro- und Makronährstoffen sowie der Eintrag an Schadstoffen maßgebliche Einflussfaktoren auf die Aktivität und das Wachstum der Mikroorganismen dar. Darüber hinaus sind Faktoren wie die Betriebstemperatur und die damit einhergehende Faulzeit prozessrelevant, vgl. Roediger et al. (1990), Schmelz (2000) und Bischofsberger et al. (2005).

2.1.2 Einflussfaktoren auf anaerobe Abbauprozesse

Wie der Begriff bereits verdeutlicht, stellt der Ausschluss von Sauerstoff eine grundsätzliche Rahmenbedingung anaerober Abbauprozesse dar, um ein angepasstes Milieu für die obligat anaeroben Bakterien gewährleisten zu können. Bereits geringe Sauerstoffkonzentrationen können, aufgrund der toxischen Wirkung auf die Methanbakterien, zu einer Hemmung der Stoffwechselprozesse im dritten und vierten Abbauschritt führen, vgl. Svardal (1991), Schmelz (2000) und Bischofsberger et al. (2005). Des Weiteren setzt die Methanproduktion einen Ausschluss von Lichteinflüssen voraus, vgl. Roediger et al. (1990). Generell kann es während anaerober Abbauprozesse sowohl zu fördernden als auch zu hemmenden Einflüssen kommen, die durch verschiedene Parameter hervorgerufen werden.

2.1.2.1 Temperatur

In Abhängigkeit von der Betriebstemperatur kommen unterschiedliche Mikroorganismen zum Einsatz, die die Stoffwechsel- und Wachstumsprozesse in unterschiedlichen Geschwindigkeiten umsetzen. Die maximale Wachstumsrate psychrophiler Mikroorganismen, die in einem Temperaturbereich von 4-20 °C aktiv sind, beträgt im Temperaturoptimum etwa ein Fünftel der maximalen Wachstumsrate thermophiler Mikroorganismen. Unter mesophilen Betriebsbedingungen liegt die maximale Wachstumsrate der Mikroorganismen im Temperaturoptimum etwa bei der Hälfte der relativen Wachstumsrate thermophiler Mikroorganismen. Die Geschwindigkeit enzymkatalytischer Reaktionen steigt mit der Temperatur bis zum jeweiligen Temperaturoptimum exponentiell an, vgl. Metcalf & Eddy (2004). Bei Überschreitungen des Optimums kommt es zu einem gegenläufigen Effekt. Die Strukturbindungen der Enzyme werden zunächst reversibel und im weiteren Verlauf irreversibel gelockert (Denaturierung), vgl. Bischofsberger et al. (2005) und Lemos Chernicharo (2007).

In der Praxis haben sich vor allem die mesophile und thermophile Klärschlammstabilisierung etabliert, vgl. Tabelle 1. Im Vergleich zu thermophilen Abbauprozessen ist unter mesophilen Abbaubedingungen eine deutlich größere Artenvielfalt an Mikroorganismen vorhanden. Aus diesem Grund verläuft der mesophile Betrieb wesentlich stabiler und die maximale Wachstumsrate kann in einem bereiteren Temperaturspektrum erreicht werden. Thermophile Mikroorganismen reagieren auf Temperatur- und Substratschwankungen dementsprechend deutlich sensibler. Vor dem Hintergrund optimaler Betriebsbedingungen sollten abrupte Temperaturschwankungen vermieden werden, vgl. Zoetemeyer et al. (1982), Kroiss (1986), Steinle (1987), Van Lier et al. (1997), Schmelz (2000), Rossol et al. (2005), WEF/ASCE (2009) und Schieder et al. (2010).

Tabelle 1: Gängige Temperaturbereiche anaerober Abbauprozesse

Faktoren	mesophil	thermophil
Temperaturbereich	20-42 °C	42-70 °C
Relative Wachstumsrate	rd. 50 %	rd. 100 %
Sensibilität bzgl. Temperatur- und Substratschwankungen	robust	empfindlich
Temperaturoptimum	30-40 °C	50-55 °C
Artenvielfalt der Mikroorganismen	breit	schmal

Neben den Aspekten der Betriebsstabilität bzw. der Sensibilität hinsichtlich Temperaturschwankungen und der Wachstumsrate der Methanbakterien, kann die Temperatur auch einen Einfluss auf die Art des Reaktionswegs der Methanbildung haben. Der schnellere Abbau organischer Substanz bei thermophilen Betriebsbedingungen erlaubt eine Erhöhung der Raumbelastung und damit eine Verringerung der Faulzeit, vgl. Roediger et al. (1990). Dies geht allerdings mit erhöhten Konzentrationen der organischen Säuren einher, was auf die beschleunigte Hydrolyse zurückzuführen ist.

Nach Bauer et al. (2009) findet die Methanbildung bei hoher Raumbelastung über den hydrogenotrophen Prozess statt, dessen Energieausbeute im Vergleich zum essigsäurespaltenden Prozess deutlich höher ist, vgl. Kapitel 2.1.1. Generell sind im mesophilen Betrieb Temperaturen von 30-40 °C und im thermophilen Betrieb von 50-55 °C empfehlenswert, vgl. Roediger et al. (1990) und Lemos Chernicharo (2007).

2.1.2.2 Faulzeit

Die hydraulische Aufenthaltszeit (Faulzeit) in voll durchmischten Faulbehältern (Durchlaufbehältern) entspricht dem Schlammalter. Für das Wachstum von Mikroorganismen wird eine gewisse Aufenthaltszeit im Anaerobreaktor benötigt. Bei zu geringen Aufenthaltszeiten kann der Abbauprozess zum Erliegen kommen, weil Mikroorganismen ausgewaschen werden, vgl. Metcalf & Eddy (2004). Da sich die Generationszeiten von den am Abbauprozess beteiligten Bakterien bzw. Archaeen unterscheiden, ist eine Orientierung an den Mikroorganismen mit der längsten Generationszeit zu empfehlen. Zur Beurteilung der Bakterienvermehrung wird die Wachstumsgeschwindigkeit herangezogen, die neben der Art der Bakterien auch von den vorliegenden Milieubedingungen abhängig ist, vgl. Bischofsberger et al. (2005) und Gujer (2007). Im Vergleich zu den hydrolytisch acidogenen Mikroorganismen ist das Wachstum der syntrophen Bakterien und methanogenen Archaeen langsamer, vgl. Bauer et al. (2009). Die Wachstumsrate der *Methanosarcina* liegt bei rd. $0,4 \text{ d}^{-1}$ und der *Methanosaeta* bei rd. $0,1 \text{ d}^{-1}$, vgl. Metcalf & Eddy (2004) und Bischofsberger et al. (2005). Hieraus resultiert eine minimale Faulzeit von 10 Tagen. Unter Berücksichtigung eventueller Beeinträchtigungen der vorliegenden Milieubedingungen werden folgende Faulzeiten empfohlen:

- Mesophiles Milieu: 15-20 d, vgl. McCarty (1964) und Schmelz (2000);
- Thermophiles Milieu: 10-15 d, vgl. Rossol et al. (2005) und Willis & Schafer (2006).

Neben der in Abhängigkeit von der Betriebstemperatur gewählten Faulzeit spielt die Zusammensetzung des zu behandelnden Substrats hinsichtlich des Verlaufs und der Stabilität des anaeroben Abbaus eine wichtige Rolle.

2.1.2.3 Substratzusammensetzung

Es wurde bereits in Kapitel 2.1.1 erläutert, dass die Substratzusammensetzung Einfluss auf die Symbiose der methanogenen Archaeen und der acetogenen bzw. syntrophen Bakterien nehmen kann. Während bei leicht abbaubaren Substraten (Kohlenhydrate und Proteine) die Methanogenese den geschwindigkeitslimitierenden Abbauschritt darstellt, handelt es sich bei schwer abbaubaren Substraten (Fette) um die Hydrolyse, vgl. Kapp (1984) und Bekker (2007). Bis zu einem gewissen Grad können sich Mikroorganismen an spezielle Lebensbedingungen adaptieren, solange die äußeren Randbedingungen, wie Temperatur, pH-Wert und Nährstoffquelle, gegeben sind. Nährstoffe sind für den Baustoff- und Energiestoffwechsel der Mikroorganismen (Anabolismus) erforderlich. Aus ihnen werden sowohl die Grundbausteine für die Synthese von neuem Zellmaterial (Katabolismus und Amphibolismus) als auch die dafür notwendige Energie gewonnen. Die Verfügbarkeit lebensnotwendiger Nährstoffe (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor) und Spurenelemente (bspw. Kobalt, Kupfer, Zink, Nickel, Mangan und Chrom) ist in der Regel bei kommunalen Klärschlämmen und Bioabfällen gegeben, vgl. Schmelz (2000). Das erforderliche Nährstoffverhältnis (C:N:P) für

anaerobe Abbauprozesse liegt bei 800:5:1. Hinsichtlich der benötigten Spurenstoffe sind meist geringe Konzentrationen ausreichend. Zu hohe Schwermetallkonzentrationen können demgegenüber hemmend auf den Abbauprozess wirken, vgl. Bischofsberger et al. (2005). Im Vergleich zu kommunalen Klärschlämmen und Bioabfällen können bspw. Substrate, die aus Gewerbe und Industrie stammen, einen Nährstoffmangel aufweisen, der die Energiegewinnung bzw. das Wachstum der Mikroorganismen einschränkt, vgl. Schmelz (2000).

In Verbindung mit der Zusammensetzung spielt der Feststoffgehalt von Substraten eine beachtenswerte Rolle. Das Fließverhalten von Substraten nimmt mit steigendem Feststoffgehalt ab, was sich ab einem gewissen Punkt negativ auf die Durchmischung und damit auf die Verfügbarkeit der Nähr- und Spurenstoffe für die Mikroorganismen und den Gasaustrag aus dem Faulschlamm auswirkt, vgl. Roediger et al. (1990). Als Folge können das Bakterienwachstum und die Energiegewinnung zurückgehen, was einen Rückgang des Abbaugrads und der spezifischen Gasausbeute bedingt. Des Weiteren geht ein hoher Feststoffgehalt mit einer erhöhten Raumbelastung einher, die ein Überangebot an Nährstoffen beinhaltet und zu einer Überlastung der Abbauprozesse führen kann. In diesem Zusammenhang sind zum einen die Faulraumtemperatur und zum anderen das Beschickungssubstrat zu beachten. Im mesophilen Betrieb der reinen Klärschlammfaulung bewirkt die Raumbelastung bei Feststoffgehalten bis zu 13 % keinen negativen Einfluss auf den Abbauprozess, vgl. Kapp (1984). Nach Pöpel (1967) werden Feststoffgehalte bis zu 10 % empfohlen. Demgegenüber sind bei thermophiler Betriebsführung Feststoffgehalte des Rohschlammes von über 5 % nicht zu empfehlen. Aufgrund der geringeren Löslichkeit von Kohlendioxid bei höheren Temperaturen kann es in Kombination mit erhöhten Ammoniumgehalten (bedingt durch erhöhte Feststoffgehalte) zu einer pH-Wertanhebung kommen. Der erhöhte pH-Wert und die Temperatur beeinflussen wiederum das Dissoziationsgleichgewicht von Ammonium und Ammoniak, vgl. Kapitel 2.1.2.5. Ab einer Ammoniakkonzentration größer 250 mg/L kann es zu einer Hemmung des Abbauprozesses kommen, vgl. Kapp (2000). Inwiefern eine Beeinflussung durch eine Veränderung des Beschickungssubstrats hervorgerufen werden kann, ist im Einzelfall zu prüfen.

2.1.2.4 pH-Wert

Der pH-Wert gibt Aufschluss über den sauren bzw. basischen Charakter von Substraten. Er wird als negativ dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration definiert und resultiert aus der Säurekapazität (Verfügbarkeit von Alkalien zur Kohlensäureneutralisation) der flüssigen Phase, vgl. Svardal (1991) und Bischofsberger et al. (2005). Das während des anaeroben Abbauprozesses entstehende Kohlendioxid steht mit der flüssigen Phase im Faulbehälter im Gleichgewicht. Somit liegt es zum Teil gelöst als schwache Säure vor (HCO_3^-), was eine Verminderung des pH-Werts bedingt. Durch die Hydrolyse von Stickstoffverbindungen wird diesem Prozess entgegengewirkt. Stickstoff besitzt, neben seiner Funktion als Nährstoff, Einfluss auf die Alkalität und somit auf den pH-Wert, da er in Form von Ammonium im Gleichgewicht mit Hydrogenkarbonat steht (Säure-/Pufferkapazität im Faulbehälter). Ein hoher Abbaugrad sowie hohe Feststoff- und Eiweißgehalte wirken sich positiv auf die Säurekapazität aus, vgl. Roediger et al. (1990). Je höher die vorliegende Alkalität ist, desto weniger ist der Abbauprozess durch ein Absinken des pH-Werts gefährdet, vgl. Svardal (1991). In einem stabil betriebenen Faulbehälter liegt die Gesamtalkalität, die neben Ammonium auch

durch Calcium und Magnesium beeinflusst wird, zwischen 2.000 und 5.000 mg/L, vgl. Metcalf & Eddy (2004). Durch die Methanogenese stellt sich ein leicht alkalisches Milieu (pH-Wert 6,8-7,5) ein, vgl. Kapp (1984), ATV (1996) und Metcalf & Eddy (2004). Bei einer Störung der Biozönose kann ein Anstieg der organischen Säurekonzentration hervorgerufen werden, was mit einer pH-Wertabsenkung verbunden ist, vgl. Kroiss (1986). Dies kann wiederum negative Auswirkungen auf die Dissoziationsgleichgewichte von Schwefelwasserstoff, organischen Säuren und Kohlenstoff haben, was sich unter anderem durch eine Zunahme des Kohlendioxidanteils im Faulgas äußert, vgl. Svardal (1991). Durch die Zugabe von Neutralisationsmitteln (Ca(OH)_2 , Na_2CO_3 , NaOH) oder durch eine Reduzierung der organischen Belastung kann dieser Entwicklung entgegengewirkt werden, vgl. Schmelz (2000) und Bischofsberger et al. (2005). Allerdings kann es bei erhöhten pH-Werten ebenfalls zu einer Hemmung des Abbauprozesses kommen, da erhöhte pH-Werte mit steigenden Ammoniakkonzentrationen einhergehen, die eine toxische Wirkung auf die Methanogenese haben, vgl. Kroiss (1986) und Bauer et al. (2009). Auf die einzelnen Prozesse wird im nachfolgenden Kapitel eingegangen. Da der pH-Wert mit verschiedenen Hemmprozessen in Verbindung steht, stellt er einen wichtigen Indikator zur Beurteilung von anaeroben Abbauprozessen dar, vgl. Bischofsberger et al. (2005).

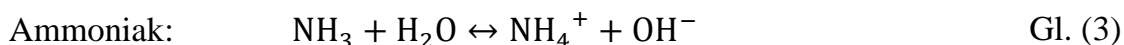
2.1.2.5 Hemmstoffe

Zu den Hemmstoffen anaerober Abbauprozesse zählen, neben Sauerstoff, erhöhte Konzentrationen von organischen Säuren, Schwefelwasserstoff, Ammoniak und Schwermetallen. Je nach Substratherkunft kann die Konzentration von gelösten Schwermetallen (bspw. Kupfer, Cadmium, Zink, Nickel, Blei und Chrom) variieren. Diese wirken sich, in Abhängigkeit vom jeweiligen Schwermetall, aufgrund der Toxizität hemmend auf enzymatische Reaktionen (Stoffwechsel der Bakterien) aus und können Abbauprozesse zum Erliegen bringen. In der Literatur werden aus diesem Grund Grenzwerte für die Konzentration von Schwermetallen angegeben. Da sich Mikroorganismen zum Teil an Milieubedingungen adaptieren können, bewegen sich die entsprechenden Grenzwerte in bestimmten Schwankungsbereichen, vgl. Schmelz (2000) und Bischofsberger et al. (2005).

In Kapitel 2.1.1 wurde auf die Symbiose von methanogenen Archaeen und acetogenen Bakterien eingegangen. Während der Acetogenese wird Essigsäure produziert, die von den methanogenen Archaeen zu Methan und Kohlendioxid umgewandelt wird. Durch die Bildung von Kohlendioxid findet eine Anhebung des pH-Werts auf ein leicht alkalisches Niveau statt. Wird die Symbiose aufgrund unterschiedlicher Reaktionsgeschwindigkeiten gestört, kann es zu einem Absinken des pH-Werts kommen. Dies ist ebenso der Fall, wenn durch das zugeführte Substrat ein Überangebot an organischen Säuren eingetragen wird, das von den acetogenen Bakterien nicht bewältigt werden kann. Das Dissoziationsgleichgewicht der organischen Säuren verschiebt sich und es kommt zu einer erhöhten Konzentration von undissoziierten organischen Säuren, die auf die Methanogenese toxisch und somit hemmend wirken, vgl. Mudrack & Kunst (2003). Dieser Effekt ist von der jeweiligen organischen Säurekonzentration abhängig. Im Vergleich zur Essigsäurekonzentration reichen bspw. schon geringe Konzentrationen an Propionsäure für eine Hemmung des Abbauprozesses aus, vgl. Svardal (1991), Meisgeier (2007) und Bauer et al. (2009). Auch die Betriebstemperatur ist in

diesem Zusammenhang zu beachten, da es unter thermophilen Betriebsbedingungen in der Regel zu höheren Konzentrationen der organischen Säuren kommt als im mesophilen Milieu, vgl. Mitsdörffer (1991). Generell gilt, je höher die Konzentration der organischen Säuren und je niedriger der pH-Wert, desto gefährdeter ist der Abbauprozess hinsichtlich einer Hemmung, vgl. Kroiss (1986), Schmelz (2000) und Bischofsberger et al. (2005). Nach Roediger et al. (1990) stellen die Konzentration und die Zusammensetzung der gelösten organischen Säuren die wichtigsten und aussagekräftigsten Indikatoren zur Beurteilung der Prozessstabilität dar. Bezüglich der entsprechenden Grenz- bzw. Richtwerte variieren die Meinungen in der Literatur. Bei Konzentrationen unter 1.000 mg/L kann nach ATV (1996) von einer guten geruchsfreien Methangärung ausgegangen werden. Konzentrationen zwischen 1.000 und 2.000 mg/L weisen bereits auf eine Gefährdung des Abbauprozesses und Werte über 2.000 mg/L auf einen Übergang in die saure Gärung hin. Nach Roediger et al. (1990) ist eine Konzentration der organischen Säuren unter 500 mg/L ein Indiz für eine gute Methangärung. Dieser Wert wird nach DWA (2009) als Grenzwert für Spitzenbelastungen angegeben. Der entsprechende Richtwert für den täglichen Betrieb liegt hier bei maximal 300 mg/L, vgl. MUNLV (2001). Bei Konzentrationen unter 100 mg/L spricht man von vollstabilisierten Schlämmen, vgl. Kapp (1984) und Reipa (2003).

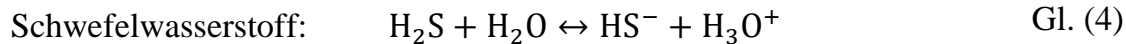
Hemmungen, die durch erhöhte Konzentrationen von Ammoniak und Schwefelwasserstoff hervorgerufen werden, stehen ebenfalls in direkter Verbindung mit dem vorliegenden pH-Wert, der das jeweilige Dissoziationsgleichgewicht beeinflusst, vgl. Gleichung 3 und 4. Stark stickstoffhaltige Substrate, wie proteinhaltige Substrate und Prozesswasser, können zu hohen Ammoniumkonzentrationen in Anaerobreaktoren führen, was sich positiv hinsichtlich des Carbonatpuffers auswirkt, vgl. Svardal (1991). Mit steigendem pH-Wert und steigender Temperatur findet jedoch eine Verschiebung des Gleichgewichts zwischen Ammonium und Ammoniak auf die Seite des undissoziierten, toxisch wirkenden Ammoniaks statt, vgl. McCarty (1964), Metcalf & Eddy (2004) und Bauer et al. (2009).



Während bei einem pH-Wert von 7 Ammoniakkonzentrationen von rd. 3.500 mg/L hinsichtlich einer Prozesshemmung kritisch anzusehen sind, liegt die kritische Konzentration bei einem pH-Wert von 7,5 bereits bei rd. 1.000 mg/L (bezogen auf eine Temperatur von rd. 38 °C), vgl. Kroiss (1986) und Schmelz (2000). Tritt eine Hemmung der methanogenen Bakterien ein, kommt es zu einem Rückgang der Methanproduktion und somit zu erhöhten Konzentrationen der organischen Säuren. Der pH-Wert wird verringert, was zu einer Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichts zugunsten des Ammoniums führt. Die Hemmung der Methanbakterien wird durch die Abnahme der Ammoniakkonzentration vermindert und die organischen Säuren können wieder zu Methan umgesetzt werden. Somit findet eine Selbstregulierung statt, solange die auf Ammoniak basierende Hemmung nicht direkt zum Erliegen des Abbauprozesses führt, vgl. Kroiss (1986) und Bischofsberger et al. (2005).

Im Gegensatz zum Ammoniumgleichgewicht verschiebt sich das Dissoziationsgleichgewicht von gelöstem Schwefelwasserstoff bei sinkendem pH-Wert zur undissoziierten, toxisch wirkenden Schwefelwasserstoffseite. Während bei einem pH-Wert von 8 weniger als 10 % des Gesamtsulfids als Schwefelwasserstoff vorliegt, handelt es sich bei einem pH-Wert von 7 um

rd. 50 %, bei einem pH-Wert von 6,5 um rd. 75 % und bei einem pH-Wert von 6 um über 90 %, vgl. Kroiss (1986) und Svardal (1991).



Neben der toxischen Wirkung des Schwefelwasserstoffs auf die Methanogenese kann sich eine Konkurrenzreaktion, die durch hohe Schwefelgehalte der abzubauenen Substrate hervorgerufen wird, hemmend auf den Abbauprozess auswirken. Hierbei handelt es sich um sulfatreduzierende Bakterien, die ebenfalls Wasserstoff und Essigsäure metabolisieren (Desulfurikation) und eine Symbiose mit den acetogenen Bakterien eingehen können, vgl. Metcalf & Eddy (2004). Diese Konkurrenzreaktion, in der Schwefelwasserstoff produziert wird, reduziert darüber hinaus den für die Methanbildung verfügbaren Kohlenstoff und damit die Methanbildung. Um die Hemmung durch Schwefelwasserstoff beurteilen zu können, kann das Verhältnis von abbaubarem CSB und reduziertem Schwefel herangezogen werden. Je größer dieses Verhältnis und je höher der pH-Wert ist, desto geringer ist das Risiko einer Hemmung durch Schwefelwasserstoff. Als weiterer Indikator einer Schwefelwasserstoffvergiftung bietet sich der H_2S -Gehalt im Faulgas an. Ab einem Anteil von rd. 2 Vol.-% im Faulgas muss mit einer Hemmung des Abbauprozesses gerechnet werden. Durch die Zugabe von Eisensalzen kann einer Schwefelwasserstoffvergiftung vorgebeugt bzw. entgegengewirkt werden. Es kommt zur Bildung von schwerlöslichen Metallsulfiden und damit zu einer Reduzierung der Schwefelwasserstoffkonzentration, vgl. Kroiss (1986) und Schmelz (2000).

Die Komplexität des anaeroben Abbaus ist neben der Vielzahl an unterschiedlichen Einflussfaktoren dadurch gekennzeichnet, dass zwischen vielen dieser Einflussfaktoren Abhängigkeiten bestehen, die ihrerseits einer Hemmung entgegenwirken oder eine Hemmung verstärken können. Die in Abhängigkeit von der Temperatur gewählte Faulzeit steht ebenso in direkter Verbindung zum Abbaugrad und zur spezifischen Gasausbeute anaerober Abbauprozesse wie die organische Substratzusammensetzung, vgl. Kapp (1984), Steinle (1987), Pfeiffer (1990), WEF/ASCE (2009) und Hartwig et al. (2011). Die Einflüsse der Betriebstemperatur und der Substratzusammensetzung auf den Abbaugrad und die spezifische Gasausbeute, unter Beachtung stabil verlaufender Faulungsprozesse, sind Gegenstand dieser Arbeit.

2.1.3 Parameter zur Definition des anaeroben Abbaus

Zur Beschreibung und Beurteilung der Abbauleistung und der Biogasausbeute anaerober Abbauprozesse kommen in der Praxis unterschiedliche Parameter zum Einsatz. Bei der Betrachtung der Stoffströme handelt es sich einerseits um den Substratinput, der dem Faulbehälter zugeführt wird, und andererseits um den Faulschlammoutput, der den Reaktor verlässt. Aus der Differenz resultiert der abgebaute Anteil, der bezogen auf den Input den Abbaugrad beschreibt, vgl. Kroiss (1986). In Abhängigkeit vom Beurteilungshintergrund können die Stoffströme und der Abbaugrad auf den Trockenrückstand (TR), den organischen Trockenrückstand (oTR), den Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) oder den Gesamtkohlenstoff (Total Organic Carbon: TOC) bezogen werden, vgl. DWA (2003a). Ein geeignetes Werkzeug zur Beschreibung der Stoffströme innerhalb eines Systems (Systemanalyse) stellt die Massen- oder Stoffstrombilanzierung dar, vgl. Gujer (2007). Hierzu sind zunächst die Systemgrenzen zu definieren, die den Bilanzierungsraum kennzeichnen, vgl. Abbildung 1.

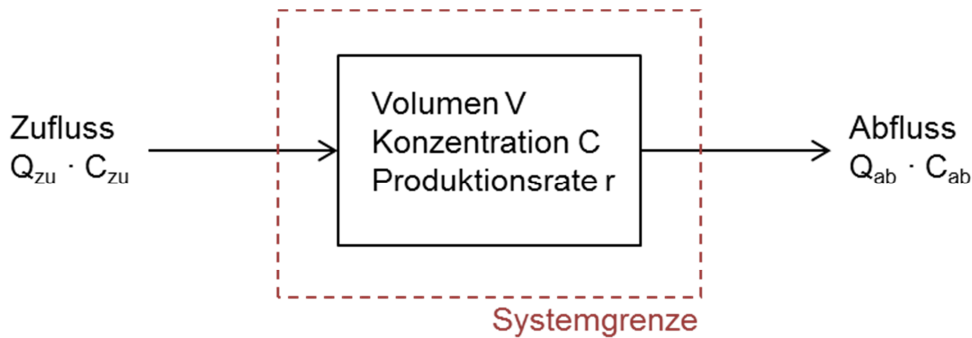


Abbildung 1: Massen- bzw. Stoffströme eines definierten Systems, vgl. Gujer (2007)

Die allgemeine (Massen-)Bilanzgleichung (Gleichung 5) beschreibt die Veränderung der Stoffmasse im System mit der Zeit (Speicherung), die sich aus dem Transport (Differenz aus Zu- und Abfluss) und der Reaktion (Differenz aus Produktion und Verbrauch) ergibt, vgl. Gujer (2007).

$$V \cdot \frac{dC}{dt} + C \cdot \frac{dV}{dt} = Q_{zu} \cdot C_{zu} - Q_{ab} \cdot C_{ab} + r \cdot V \quad \text{Gl. (5)}$$

mit:

- Q = Zu- bzw. Abflussvolumen (Q_{zu} bzw. Q_{ab}) [m^3]
- C = Stoffkonzentration im Zu- bzw. Abfluss (C_{zu} bzw. C_{ab}) [kg/m^3]
- V = Volumen des Systems [m^3]
- r = Produktionsrate/Reaktionsgeschwindigkeit [$\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]

Die Stoffstrombetrachtung ist naturgemäß von der Betriebsweise des Anaerobreaktors abhängig. Im Rahmen dieser Arbeit werden zwei Betriebsweisen unterschieden. Zum einen der Batch-Betrieb, der in Laborgärversuchen aufgrund der einfachen Handhabung häufig zum Einsatz kommt, vgl. VDI (2006). Zum anderen die kontinuierlich beschickte Faulung, die die gängigste Betriebsweise in der Praxis der Klärschlammfaulung darstellt, vgl. Bischofsberger et al. (2005). Der Unterschied besteht darin, dass der Batch-Betrieb einen Prozess in einem Chargenreaktor darstellt, in dem kein Transport stattfindet (geschlossenes System: kein Zu- und Abfluss). Es handelt sich um einen ideal durchmischten Reaktor mit konstantem Volumen, der zu einem bestimmten Zeitpunkt an jeder Stelle die gleiche Stoffkonzentration aufweist. Die Massenbilanz wird somit auf $dC/dt = r$ gekürzt, vgl. Gujer (2007). Der Abbaugrad von Laborgärversuchen kann über die Veränderung der Stoffmasse ($r < 0$) zum Zeitpunkt (t_1) bestimmt werden, vgl. Gleichung 6. Der maximale Abbaugrad ist bei $t_1 \rightarrow \infty$ erreicht, wenn keine weitere Konzentrationsabnahme erfolgt.

$$\eta_{S,t1} = \frac{m_{S,t0} - m_{S,t1}}{m_{S,t0}} \cdot 100 \quad \text{Gl. (6)}$$

mit:

- $\eta_{S,t1}$ = Abbaugrad der Stoffmasse zum Zeitpunkt t_1 [%]
- $m_{S,t0}$ = Stoffmasse zu Beginn des Batchbetriebs (t_0) [kg]
- $m_{S,t1}$ = Stoffmasse am Ende des Batchbetriebs (t_1) [kg]

Demgegenüber handelt es sich bei der kontinuierlich betriebenen Faulung mit gleichmäßiger Beschickung um einen stationären Zustand im Reaktor mit konstantem Zu- und Abfluss (unabhängig von der Zeit). Das Volumen und die Konzentration im System bleiben konstant (idealer Rührkessel), vgl. Gleichung 7.

$$0 = Q \cdot (C_{zu} - C_{ab}) + r \cdot V \quad \text{Gl. (7)}$$

Die Stoffkonzentration im Reaktor entspricht der Stoffkonzentration im Ablauf ($C = C_{ab}$), da es sich um einen durchmischten Reaktor handelt, vgl. Gujer (2007). Der Abbaugrad einer kontinuierlich betriebenen Faulung kann über die Zu- und Abflaurfrachten bestimmt werden, vgl. Gleichung 8.

$$\eta_S = \frac{B_{S,zu} - B_{S,ab}}{B_{S,zu}} \cdot 100 \quad \text{Gl. (8)}$$

mit:

- η_S = Abbaugrad der Stofffracht [%]
- $B_{S,zu}$ = Substratfracht im Zulauf des Faulbehälters [kg/d]
- $B_{S,ab}$ = Substratfracht im Ablauf des Faulbehälters [kg/d]

Die Differenz zwischen der Substratfracht im Zulauf und der Substratfracht im Ablauf des Faulbehälters stellt die abgebaute Substratfracht dar, die den Faulbehälter in Form von Biogas verlässt ($B_{G,ab}$), vgl. Abbildung 2.

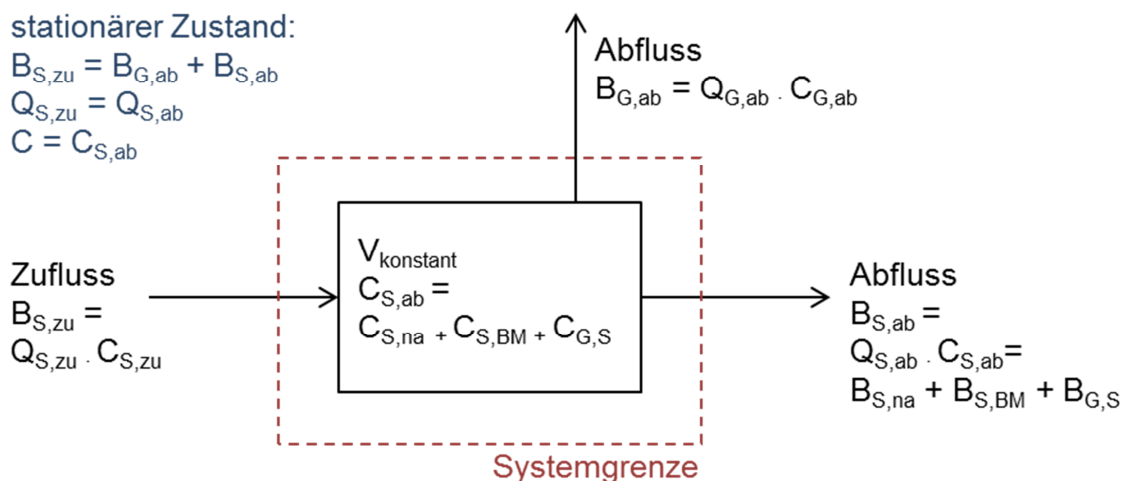


Abbildung 2: Stoffstrombilanz der kontinuierlich betriebenen Faulung (stationärer Prozess)

Die Substratfracht im Ablauf des Faulbehälters setzt sich aus der Substratfracht des nicht anaerob abgebauten Kohlenstoffs ($B_{S,na}$), der neu gebildeten Biomasse ($B_{S,BM}$) und dem Anteil der abgebauten Substratfracht, die zu Biogas umgewandelt wird und in gelöster Form im Faulschlamm verbleibt ($B_{G,S}$), zusammen, vgl. Kroiss (1986), Svardal (1991) und Spering (2010). Im Folgenden werden die einzelnen Parameter bezogen auf den CSB definiert. Eine Definition der Parameter bezogen auf den oTR ist analog möglich.

Substratfracht im Zulauf des Faulbehälters

Die Substratfracht im Zulauf des Faulbehälters (bezogen auf den CSB) setzt sich aus dem zugeführten Substratvolumenstrom und der CSB-Konzentration des Substrats zusammen (Gleichung 9), vgl. DWA (2003a). Handelt es sich um eine Substratmischung (aus n Substraten), die dem Faulbehälter zugeführt wird, setzt sich die Substratfracht aus der Summe der einzelnen Substratfrachten zusammen, vgl. Gleichung 10.

$$B_{CSB,S,zu} = Q_{S,zu} \cdot C_{CSB,S,zu} \quad \text{Gl. (9)}$$

$$B_{CSB,S,zu} = \sum_{i=1}^n B_{CSB,S,zu,i} = \sum_{i=1}^n (Q_{S,zu} \cdot C_{CSB,S,zu})_i \quad \text{Gl. (10)}$$

mit:

$$\begin{aligned} B_{CSB,S,zu} &= \text{CSB-Fracht des Substrats im Zulauf des Faulbehälters [kg CSB/d]} \\ Q_{S,zu} &= \text{Substratvolumenstrom im Zulauf des Faulbehälters [m}^3\text{/d]} \\ C_{CSB,S,zu} &= \text{CSB-Konzentration im Zulauf des Faulbehälters [g CSB/L]} \end{aligned}$$

Substratfracht im Ablauf des Faulbehälters

Die Substratfracht im Ablauf des Faulbehälters setzt sich analog zur Zulauffracht aus dem abgeführten Substratvolumenstrom und der CSB-Konzentration des Substrats (Faulschlamm) im Ablauf zusammen, vgl. DWA (2003a). Da es sich um ein stationäres System handelt, entspricht der Zulauf- dem Ablaufvolumenstrom. Die CSB-Konzentration im Ablauf unterscheidet sich aufgrund der Abbauprozesse im Faulbehälter von der CSB-Konzentration im Zulauf, vgl. Gleichung 11.

$$B_{CSB,S,ab} = Q_{S,ab} \cdot C_{CSB,S,ab} \quad \text{Gl. (11)}$$

mit:

$$\begin{aligned} B_{CSB,S,ab} &= \text{CSB-Fracht des Substrats im Ablauf des Faulbehälters [kg CSB/d]} \\ Q_{S,ab} &= \text{Substratvolumenstrom im Ablauf des Faulbehälters [m}^3\text{/d]} (Q_{zu} = Q_{ab}) \\ C_{CSB,S,ab} &= \text{CSB-Konzentration im Ablauf des Faulbehälters [g CSB/L]} \end{aligned}$$

Die CSB-Konzentration im Ablauf entspricht der CSB-Konzentration im Faulbehälter, die durch die nicht abgebaute organische Substanz, die Biomasseneubildung und die Gaslöslichkeit des produzierten Biogases beeinflusst wird, vgl. Gleichung 12.

$$C_{\text{CSB},\text{S},\text{ab}} = \frac{B_{\text{CSB},\text{S},\text{ab}}}{Q_{\text{S},\text{ab}}} = \frac{(B_{\text{CSB},\text{S},\text{na}} + B_{\text{CSB},\text{S},\text{BM}} + B_{\text{CSB},\text{G},\text{S}})}{Q_{\text{S},\text{ab}}} \quad \text{Gl. (12)}$$

mit:

$$\begin{aligned} B_{\text{CSB},\text{S},\text{na}} &= \text{CSB-Fracht der nicht abgebauten organischen Substanz [g CSB/L]} \\ B_{\text{CSB},\text{S},\text{BM}} &= \text{CSB-Fracht der Biomasseneubildung [g CSB/L]} \\ B_{\text{CSB},\text{G},\text{S}} &= \text{CSB-Fracht des gelösten Biogases [g CSB/L]} \end{aligned}$$

Biomasseneubildung

Nach VDI (2006) werden bis zu 10 % der im Batch-Betrieb abgebauten organischen Substanz der Biomasseneubildung zugeordnet. Im kontinuierlichen Betrieb handelt es sich nach Kroiss (1986) um 10-15 % bzw. nach Svardal (1991) um 4-15 % des abgebauten CSB, der für die Biomasseneubildung benötigt wird. Je höher die organische Fracht im Zulauf des Faulbehälters ist, desto höher ist die Biomasseneubildung, vgl. Kroiss (1986).

Gelöster Biogasanteil

Aus dem verbleibenden Anteil der abgebauten organischen Substanz entsteht Biogas, das den Faulbehälter über den Gasweg verlässt bzw. zum Teil gelöst im Faulschlamm verbleibt. Die Löslichkeit von Gas ist neben der Art des Gases von der Temperatur und dem Partialdruck abhängig. Bei den maßgeblichen Gasen handelt es sich um Methan, Kohlendioxid und Schwefelwasserstoff. Die Gaslöslichkeit in Wasser kann durch das Gesetz von Henry-Dalton beschrieben werden, vgl. Gleichung 13. Hierzu wird eine konstante Temperatur vorausgesetzt, vgl. Svardal (1991).

$$c_i = K_H \cdot p_{\text{G},i} \quad \text{Gl. (13)}$$

mit:

$$\begin{aligned} c_i &= \text{Konzentration des Gases}_i \text{ im Wasser [mol/m}^3\text{]} \\ p_{\text{G},i} &= \text{Partialdruck des Gases}_i \text{ in der Gasphase [bar]} \\ K_H &= \text{Henry-Konstante [mol/(m}^3\text{·bar)]} \end{aligned}$$

Generell ist der Schwefelwasserstoffanteil im Vergleich zu den beiden anderen Gasanteilen sehr gering. Des Weiteren ist die Löslichkeit von Methan im Vergleich zu Kohlendioxid deutlich niedriger. Durch eine Steigerung der Temperatur im Faulbehälter wird die Gaslöslichkeit verringert (Henry-Konstante nimmt ab). Dies wirkt sich dementsprechend hauptsächlich auf den Anteil an gelöstem Kohlendioxid und damit auf die Zusammensetzung des Faulgases aus. Die Reduzierung des gelösten Kohlendioxids erhöht den Kohlendioxidanteil im Faulgas und verringert somit dessen prozentualen Methananteil, vgl. Svardal (1991) und Dean (1999). Diese prozentuale Verringerung bewegt sich in einem Bereich von 1-2 Vol.-%, vgl. Malý & Fadrus (1971). Bezüglich einer ganzheitlichen energetischen Betrachtung von Faulprozessen spielt der Gasanteil, der im Faulschlamm gelöst vorliegt, eine untergeordnete

Rolle. Der Hauptanteil des abgebauten CSB, der zu Biogas umgewandelt wird, verlässt den Faulbehälter über den Gasweg.

Biogasproduktion

Die Biogasproduktion entspricht der zu Biogas abgebauten organischen Substratfracht, die den Faulbehälter in Form von Biogas verlässt ($B_{G,ab}$). Es handelt sich somit um die Differenz aus den Substratfrachten im Zulauf und Ablauf des Faulbehälters, vgl. Abbildung 2. Da im Rahmen der üblichen Faulzeiten kein kompletter Abbau der organischen Substanz erreicht wird (technische Faulgrenze, vgl. Kapp (1984)), ist die Biogasproduktion neben der zur Verfügung stehenden Faulzeit von der substratspezifischen Biogasausbeute (Abbaubarkeit) abhängig. Die spezifische Biogasausbeute ist definiert als die Biogasmenge, die aus einer bestimmten Substratmenge gewonnen wird ($NL/kg\ oTR_{zu}$ bzw. $NL/kg\ CSB_{zu}$), vgl. DWA (2010b). Alternativ kann die Biogasausbeute auch auf die abgebaute organische Substanz bezogen werden ($NL/kg\ oTR_{abgebaut}$ bzw. $NL/kg\ CSB_{abgebaut}$). Je nach Verfügbarkeit von Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten wird der Abbauprozess und damit die Biogasausbeute beeinflusst, vgl. Kapitel 2.1.1 und Kapitel 2.2.4.1. Bevor das produzierte Biogasvolumen (Betriebsliter) auf die entsprechende zugeführte bzw. abgebaute oTR - oder CSB -Fracht bezogen werden kann, wird es aus Gründen der Vergleichbarkeit auf Normliter umgerechnet (Gleichung 14 und 15), vgl. VDI (2006), KTBL (2009).

$$V_{G,0} = V_G \cdot \frac{(p_G - p_w) \cdot T_0 [K]}{p_0 \cdot T_G [K]} \quad \text{Gl. (14)}$$

$$p_w = 6,112 \cdot \exp\left(\frac{17,62 \cdot T_G [^{\circ}C]}{243,12 + T_G [^{\circ}C]}\right) \quad \text{Gl. (15)}$$

mit:

- $V_{G,0}$ = Gasvolumen im Normzustand [NL]
- V_G = Gasvolumen im Betriebszustand [L]
- p_G = Druck der Gasphase zum Zeitpunkt der Ablesung [mbar]
- p_w = Dampfdruck des Wassers in Abhängigkeit der Temperatur ($^{\circ}C$) des umgebenden Raumes [mbar], vgl. Sonntag (1990) in Alduchov & Eskridge (1996)
- T_0 = Normtemperatur: $T_0 = 273,15$ [K]
- p_0 = Normdruck: $p_0 = 1013$ [mbar]
- $T_{G [K]}$ = Temperatur des Faulgases oder des umgebenden Raumes [K]
- $T_{G [^{\circ}C]}$ = Temperatur des Faulgases oder des umgebenden Raumes [$^{\circ}C$]

Neben der Substratzusammensetzung, deren Abbaubarkeit und der Faulzeit ist die spezifische Biogasausbeute von der abgebauten CSB -Fracht, die zu Biomasseneubildung beansprucht bzw. in Form von Biogas im Faulschlamm gebunden wird, abhängig.

2.2 Klärschlammfaulung

Die Entwicklung der Klärschlammfaulung begann bereits in der Antike in Form von offenen Schlammbecken. Im 19. Jahrhundert entstanden die ersten Septic Tanks, die heute noch im asiatischen Raum bzw. in Form von Hauskläranlagen auch in Europa zum Einsatz kommen, vgl. Seiler (2004) und Cornel et al. (2012). Die heutigen Faulungsanlagen basieren auf den technischen Entwicklungen von Clark (USA), Travis (England) und Imhoff (Deutschland), vgl. Roediger et al. (1990) und EPA (1979). Im Laufe der Zeit wurden sowohl konstruktive als auch betriebliche Aspekte stetig angepasst und optimiert. Es wurden unterschiedliche Formen, Baustoffe, Umwälz-, Beschickungs- und Heizsysteme für Faulbehälter sowie unterschiedliche Betriebsweisen, wie ein- und mehrstufige Anlagen im Parallel- oder Reihenbetrieb, bei gleichen oder unterschiedlichen Betriebstemperaturen entwickelt und verglichen, vgl. Metcalf & Eddy (2004), Bischofsberger et al. (2005) und Lemos Chernicharo (2007).

Das Ziel der Faulung im Bereich der Abwasserbehandlung ist die Stabilisierung des anfallenden Klärschlammes. Dies beinhaltet sowohl eine Verminderung der biologischen Aktivität verbunden mit einer Reduzierung der Geruchs- und Keimbelastung als auch eine Verminderung des Feststoffgehalts bzw. des Schlammvolumens. Darüber hinaus soll eine Vergleichmäßigung des Faulschlammes und damit eine Verbesserung der Entwässerbarkeit erzielt werden, um die Kosten der Faulschlammverwertung zu minimieren. Die mit dem anaeroben Abbau einhergehende Methanerzeugung bietet des Weiteren die Möglichkeit der Energiegewinnung (z. B. durch Kraft-Wärme-Kopplung), vgl. Kapp (1984), Roediger et al. (1990), Schmelz (2000), DWA (2003b), Rossol et al. (2005) und WEF/ASCE (2009).

Im Folgenden wird zunächst auf die Betriebseinstellungen der Klärschlammfaulung, im Speziellen auf die Wahl der Betriebstemperatur, eingegangen, vgl. Kapitel 2.2.1. Im Anschluss findet in Kapitel 2.2.2 eine Zusammenstellung von Orientierungswerten der Bemessungsparameter aus der Literatur statt, die in der gängigen Faulbehälterbemessung Anwendung finden. Zur Beurteilung der Betriebseinstellung und Bemessung der Faulung werden in Kapitel 2.2.3 relevante Stabilitätsindikatoren und deren Toleranzbereiche erläutert. In Kapitel 2.2.4 werden ausgewählte Methoden zur Bilanzierung von Abbauprozessen beschrieben, die im Rahmen dieser Arbeit Anwendung finden. Da die Klärschlammstabilisierung eine Stufe der Behandlungskette von Kläranlagen darstellt, wird sie durch vorgeschaltete Behandlungsstufen beeinflusst und wirkt sich entsprechend auf nachgeschaltete Stufen aus. In diesem Zusammenhang sind die aus der Faulung resultierenden Stoffströme zu beachten, die einerseits auf die Entwässerung und Rückbelastung und andererseits auf die Gasbehandlung der Kläranlage Einfluss nehmen können, vgl. Kapitel 2.2.5.

2.2.1 Betriebseinstellungen von Faulbehältern

Im Rahmen dieser Arbeit werden einerseits die einstufige, mesophile und andererseits die einstufige, thermophile Betriebsweise im halbtechnischen Maßstab untersucht. Die Bauart und Betriebseinstellungen sind im Allgemeinen so zu wählen, dass die in Kapitel 2.1.2 erläuterten Einflussfaktoren auf den anaeroben Abbauprozess Berücksichtigung finden. Hinsichtlich detaillierter Angaben zur Bauausführung wird auf die einschlägige Literatur verwiesen. Generell sind eine kontinuierliche Beschickung und ein kontinuierlicher Faulschlammaustrag, eine ausreichende Durchmischungen sowie eine konstante Betriebstemperatur sicherzu-

stellen, damit optimale Rahmenbedingungen für die mikrobiologischen Abbauvorgänge gegeben sind, vgl. Steinle (1987), Roediger et al. (1990), ATV (1996), Schmelz (2000), Metcalf & Eddy (2004), Bischofsberger et al. (2005), Imhoff (2007) und Lemos Chernicharo (2007).

Auf eine konstante Betriebstemperatur ist besonders im Rahmen der thermophilen Betriebsweise zu achten, da diese im Vergleich zur mesophilen Betriebsweise deutlich anfälliger auf Temperaturschwankungen reagiert und höhere Konzentrationen von organischen Säuren aufweist, vgl. Kapitel 2.1.2.1. Diesem nachteiligen Aspekt der thermophilen Faulung stehen Vorteile wie eine kürzere Faulzeit bei einer höheren Raumbelastung sowie eine Hygienisierung des Faulschlammes gegenüber. Die mesophile Faulung stellt die gängigste Betriebsweise in der Klärschlammbehandlung dar, während die thermophile Betriebsweise nur vereinzelt zum Einsatz kommt, vgl. Metcalf & Eddy (2004). Hinsichtlich der Effizienz der beiden Betriebsweisen herrscht inzwischen die Meinung, dass keine nennenswerten Unterschiede bezüglich der Abbauleistung und der damit einhergehenden spezifischen Methanausbeute bestehen, vgl. De la Rubia et al. (2005). Ursprünglich ging die Wissenschaft aufgrund unterschiedlicher Untersuchungen von beispielsweise Popoff (1875), Fair & Moore (1937) und Jenkins (1939) davon aus, dass die Abbauleistung beim thermophilen Betrieb im Vergleich zum mesophilen Betrieb sowohl höher als auch schneller sei, vgl. Roediger et al. (1990). Dies wurde durch spätere Untersuchungen, deren Schwerpunkt explizit auf diese Fragestellung ausgelegt wurde, widerlegt, vgl. Kapp (1985), Pfeiffer (1990) und De la Rubia et al. (2005).

In der Praxis finden die Vorteile der thermophilen Faulung, wie beispielsweise der geringere Faulraumbedarf oder der Hygienisierungsaspekt, wenig Anwendung, weil entweder keine Notwendigkeit besteht oder die nachteiligen Aspekte, wie die höheren Energieaufwendungen und der vergleichsweise sensible Behandlungsprozess, überwiegen. Größtenteils wird die thermophile Faulung in zweistufige Industriefaulungsanlagen integriert, vgl. Schmelz (2000) und Bischofsberger et al. (2005).

2.2.2 Bemessung von Faulbehältern

Für die Bemessung von Faulbehältern wurde bislang kein allgemeingültiger Bemessungsansatz entwickelt. Die Bemessung beruht auf empirischen Kenngrößen, die sich im Laufe der Zeit während der praktischen Anwendung bewährt haben. Die wichtigsten Parameter stellen in diesem Zusammenhang die Faulzeit und die organischen Raumbelastung dar. Des Weiteren wird die Größe der jeweiligen Anlage in die Bemessung miteinbezogen, vgl. Kapp (1984), Schmelz (2000), MUNLV (2001), Bischofsberger et al. (2005) und WEF/ASCE (2009). In Tabelle 2 sind empirische Bemessungskennwerte der einschlägigen Literatur für die mesophile Klärschlammfaulung zusammengestellt.

Tabelle 2: Bemessungskennwerte der mesophilen Klärschlammfaulung

Anlagengröße [EW]	Faulzeit (t_F) [d]	org. Raumbelastung [kg oTR/(m ³ ·d)]	Quellen
unabhängig von der Anlagengröße	20	-	DWA (2003b)
	10-20	2,4-6,4	EPA (1979)
	15-20	1,6-4,8	Metcalf & Eddy (2004)
	15	1,9-2,5 (3,2)	WEF/ASCE (2009)
< 50.000	20	2	Böhnke et al. (1993) (Datenzusammenfassung aus 9 Quellen)
50.000 - 100.000	15-20	2,0-3,5	
> 100.000	15	3,5-5,0	
< 50.000	20-30	1,5	MUNLV (2001)
50.000 - 100.000	15-20	3,0	
> 100.000	15-18	4,5	

In Abhängigkeit von der Anlagengröße ist darauf zu achten, dass die jeweilige Mindestfaulzeit nicht unterschritten und die entsprechende organische Raumbelastung nicht überschritten wird. Zu hohe Raumbelastungen können dazu führen, dass die hydrolytisch-acidogenen Bakterien zu schnell zu viel Säure produzieren, was eine Absenkung des pH-Werts auf einen für die methanbildenden Archaeen zu geringen Wert bewirken kann, vgl. Kapitel 2.1.2.4. Wird das Puffervermögen erschöpft, kann der Prozess vollständig zum Erliegen kommen, vgl. Schieder et al. (2010). Aufgrund der geringeren Empfindlichkeit gegenüber Stoßbelastungen und der vergleichsweise höheren Pufferkapazität können große Faulungsanlagen mit geringeren Faulzeiten und damit einhergehenden höheren Raumbelastungen betrieben werden, vgl. Bischofsberger et al. (2005).

Wie in Kapitel 2.1.2.2 beschrieben, ist die Mindestfaulzeit in Abhängigkeit von der Generationszeit der Mikroorganismen festzulegen, um Auswaschungen aus dem Faulbehälter vorzubeugen. Diese beträgt bei den Methanbakterien, die die längste Generationszeit aufweisen, rd. 10 Tage, vgl. Metcalf & Eddy (2004). Des Weiteren werden Sicherheitsfaktoren bei der Bemessung miteinbezogen, um beispielsweise Beschickungsschwankungen bezüglich der Substratzusammensetzung im Tagesgang ausgleichen zu können. Daraus resultiert eine bislang empfohlene Mindestfaulzeit von rd. 15 Tagen für den mesophilen Betrieb, vgl. Urban & Scheer (2011). Die Abhängigkeit der Faulzeit von der gewählten Betriebstemperatur ist ein weiterer Aspekt, der bei der Bemessung zu beachten ist, vgl. DWA (2003b). Da die Wachstumsrate thermophiler Mikroorganismen im Vergleich zu mesophilen Mikroorganismen deutlich höher ist, liegt die empfohlene Mindestfaulzeit für den thermophilen Betrieb bei rd. 10 d, vgl. Kapitel 2.1.2.1 und 2.1.2.2.

Bei der organischen Raumbelastung handelt es sich um die tägliche oTR-Fracht im Zulauf des Faulbehälters pro Kubikmeter Faulraumvolumen. Sie ergibt sich aus dem täglichen

Beschickungsvolumen und der Substratzusammensetzung (vgl. Kapitel 2.1.3) und wird in kg oTR/(m³·d) angegeben, vgl. Gleichung 16.

$$B_R = \frac{Q_{S,zu} \cdot C_{S,zu}}{V_{FB}} \quad \text{Gl. (16)}$$

mit:

- B_R = Raumbelastung des Faulbehälters $B_{R,oTR}$ [kg/(m³·d)]
- $Q_{S,zu}$ = Substratvolumenstrom im Zulauf des Faulbehälters [m³/d]
- $C_{S,zu}$ = Stoffkonzentration im Zulauf des Faulbehälters $C_{oTR,zu}$ [mg/L]
- V_{FB} = Faulschlammvolumen im Faulbehälter [m³]

Zu hohe Raumbelastungen können zu einer Überlastung des Reaktors bzw. der mikrobiologischen Prozesse führen. Dies äußert sich in einem Konzentrationsanstieg der organischen Säuren, da die Methanbakterien mit der Säurebildung nicht Schritt halten können (saure Gärung), vgl. Kapitel 2.1.2.5. Aus diesem Grund stellt die organische Raumbelastung ebenfalls einen limitierenden Parameter dar, dessen empfohlene Richtwerte nicht überschritten werden sollten, vgl. Tabelle 2. Allerdings basieren diese Richtwerte auf einer empirischen Datenbasis der Klärschlammfaulung und können nicht als allgemeingültig angesehen werden. Zudem liegt aufgrund der üblichen organischen Trockensubstanz von Primär- und Überschussschlämmen die resultierende organische Raumbelastung meist in einem niedrigen, unkritischen Bereich, vgl. Kapp (1984) und Bischofsberger et al. (2005).

Das entsprechende Faulraumvolumen kann nach Festlegung der Faulzeit (t_F) und dem täglichen Beschickungsvolumen, unter Berücksichtigung der erforderlichen Sicherheitsfaktoren, berechnet werden, vgl. Gleichung 17.

$$V_{FB} = t_F \cdot Q_{zu} \quad \text{Gl. (17)}$$

Im Falle von bereits bestehenden Faulbehältern (gegebenes Faulraumvolumen) kann eine Bemessungsüberprüfung ebenfalls empfehlenswert sein (bspw. bei Veränderungen der Betriebseinstellungen oder des Beschickungssubstrats). Ein Wechsel vom mesophilen zum thermophilen Betrieb wirkt sich beispielsweise verkürzend auf die Faulzeit aus, was eine höhere Raumbelastung bedingt. Ebenso kann die Raumbelastung durch Veränderung der Art oder der Zusammensetzung des zu behandelnden Substrats gesteigert oder auch verringert werden, vgl. Kapp (1984). Aufgrund der erhöhten Bakterienaktivität thermophiler Faulungsprozesse können dem Faulbehälter im Vergleich zum mesophilen Betrieb höhere organische Raumbelastungen unter stabilen Betriebsbedingungen zugeführt werden. Im diesem Zusammenhang ist festzuhalten, dass bislang weder gesonderte Bemessungsrichtwerte noch speziell angepasste Stabilitätsindikatoren hinsichtlich der thermophilen Klärschlammfaulung verfügbar sind.

2.2.3 Beurteilung von Faulungsprozessen

Zur Beurteilung der Stabilität von Faulungsprozessen kann eine Vielzahl von Indikatoren herangezogen werden, die die Einflüsse auf den anaeroben Abbau aufzeigen. Hierbei ist zu beachten, dass sich die Indikatoren einerseits in ihrer Aussagekraft und andererseits im Aufwand ihrer Bestimmung unterscheiden können. Die Messung der Temperatur, des pH-Werts und der Gaszusammensetzung stellen im Vergleich zu der Laboranalyse der organischen Zusammensetzung der Stoffströme zur Beurteilung des Abbaugrades und des Gehalts an gelösten Stoffen und Hemmstoffen einen geringen Aufwand dar. Demgegenüber handelt es sich bei der organischen Säurekonzentration um einen der wichtigsten Parameter zur Beurteilung der Prozessstabilität, auch wenn die Bestimmung im Vergleich zur Temperaturmessung deutlich aufwendiger ist, vgl. Roediger et al. (1990) und Schmelz (2000). In Tabelle 3 sind empfohlene Richtwerte aus der Literatur zu den in Anlehnung an die in Kapitel 2.1.2 beschriebenen Einflussfaktoren auf anaerobe Abbauprozesse aufgeführt.

Tabelle 3: Einflussfaktoren auf anaerobe Abbauprozesse (Stabilitätsindikatoren)

Einflussfaktor		Toleranzbereich	vgl. Kapitel
Temperatur	mesophiler Betrieb	30-40 °C	2.1.2.1
	thermophil Betrieb	50-55 °C	
Konzentration der organischen Säuren	gute Methangärung	< 1.000 mg/L	2.1.2.5
	Stoßbelastung im Regelbetrieb	< 500 mg/L < 300 mg/L	
	vollstabilisiert	< 100 mg/L	
Feststoffgehalt (Rohschlamm)	mesophiler Betrieb	< 10 %	2.1.2.3
	thermophil Betrieb	< 5 %	
pH-Wert		6,8-7,5	2.1.2.4
Gas-zusammen-setzung	Methan	50-60 (80) Vol.-%	2.2.3
	Kohlendioxid	(20) 40-50 Vol.-%	
	Sauerstoff	0 Vol.-%	
	Schwefelwasserstoff	< 2 Vol.-%	2.1.2.5
Ammoniak-konzentration	bei pH = 7	3.500 mg/L	2.1.2.5
	bei pH = 7,5	1.000 mg/L	

Generell ist auf eine konstante Betriebstemperatur, Beschickung (gleichbleibende Substratzusammensetzung) und Durchmischung zu achten, vgl. DWA (2009). Dies ist besonders bei thermophil betriebenen Anlagen von Bedeutung, die deutlich sensibler auf auftretende Schwankungen dieser Parameter reagieren als mesophile Abbauprozesse. Des Weiteren ist eine schwache Alkalität von 6,8-7,5 für ausgefaulten, bzw. in Methangärung befindlichen Schlamm charakteristisch, vgl. Kapp (1984) und ATV (1996). Übliche Methangehalte im Faulgas von Klärschlammfaulungsanlagen liegen bei rd. 50-60 Vol.-%; durch Zugabe von

Co-Substraten können diese bis rd. 80 Vol.-% gesteigert werden, vgl. Svardal (1991), Metcalf & Eddy (2004), DWA (2009) und Kapitel 2.2.4.2. Um Störungen oder Hemmungen des anaeroben Abbaus vorzubeugen und damit die Stabilität von Klärschlammfaulungsprozessen sicherzustellen, ist eine Orientierung an diesen Richtwerten empfehlenswert. Dies setzt eine regelmäßige Überprüfung der Temperatur, der Konzentration der organischen Säuren, des Feststoffgehalts und des pH-Werts des Faulschlammes sowie des Verlaufs der Gasausbeute und der Gaszusammensetzung voraus. Weiterhin gibt die Ammoniumkonzentration in Kombination mit dem pH-Wert Aufschluss über die vorhandene Pufferkapazität und über den zu erwartenden Ammoniakgehalt im Faulschlamm, vgl. Kapitel 2.1.2.4.

Kommt es zu Beeinträchtigungen des Abbauprozesses, können durch eine frühe Diagnose Gegenmaßnahmen eingeleitet werden, die die Stabilität wiederherstellen. Neben der Regulierung der Betriebstemperatur kann beispielsweise eine Anpassung der organischen Raumbelastung vorgenommen werden, um wieder konstante Betriebsbedingungen zu schaffen. Die Reduzierung der organischen Raumbelastung stellt eine wichtige Maßnahme dar, um einer Hemmung aufgrund von Übersäuerung entgegenzuwirken. Indikatoren für eine Übersäuerung können erhöhte organische Säurekonzentrationen, ein pH-Wert im sauren Bereich, ein Rückgang des Methananteils und erhöhte Anteile an Schwefelwasserstoff im Faulgas sein, vgl. Kapitel 2.1.2. Da die Raumbelastung mit der Faulzeit verknüpft ist, kann sie nicht über das vorgegebene Beschickungsvolumen sondern nur über die oTR- bzw. CSB-Konzentration reguliert werden, vgl. Parkin & Owen (1986). Eine Reduzierung der organischen Raumbelastung kann somit durch eine Verminderung des Feststoffgehalts (Verdünnung) oder, im Falle von mehreren Beschickungs substraten unterschiedlicher Zusammensetzung, durch die Regulierung des Substratmischungsverhältnisses erreicht werden. Im Rahmen der Klärschlammfaulung wird beispielsweise durch eine Erhöhung des Mischungsanteils von Überschussschlamm und einer damit verbunden Reduzierung des Mischungsanteils von Primärschlamm eine Verringerung der organischen Raumbelastung erzielt. Dies ist auf den größeren organischen Feststoffanteil von Primärschlamm im Vergleich zu Überschussschlamm zurückzuführen, vgl. Kapp (1984) und Schmelz (2000). Des Weiteren kann einer Übersäuerung durch die Zugabe von Neutralisationsmittel entgegengewirkt werden, die eine Anhebung des pH-Werts bewirken, vgl. Kroiss (1986) und Schmelz (2000). Die Zugabe von Eisensalzen stellt demgegenüber bei erhöhten H_2S -Gehalten eine Maßnahme dar, die zur Fällung des Schwefelwasserstoffs und damit zur Senkung des pH-Werts beiträgt, vgl. Kapitel 2.1.2.5. Es ist allerdings zu beachten, dass mit jeder Regulierungsmaßnahme eine Wirkungskette verbunden ist und jeder Prozesseingriff aufgrund der Komplexität des anaeroben Abbauprozesses entsprechend äußerst bedacht und kontrolliert vorgenommen werden sollte, vgl. Kapitel 2.1.2.

Zudem können zur Beurteilung von anaeroben Abbauprozessen die Entwicklung des Abbaugrads und die Prozessbilanzierung anhand der organischen Zusammensetzung und der spezifischen Biogasausbeute herangezogen werden. Die Höhe des Abbaugrades ist einerseits von der Substratzusammensetzung und andererseits von der Aufenthaltszeit im Faulbehälter abhängig. Bei der klassischen mesophilen Klärschlammfaulung werden bei einer Faulzeit von rd. 20 Tagen etwa 45 % der organischen Substanz abgebaut, wobei dabei in den ersten 10 Tagen der Faulzeit bereits 75-80 % desjenigen Anteils der organischen Substanz abgebaut werden, der in einem Zeitraum von 50 Tagen komplett abgebaut wird, vgl. Kapp (1984).

Somit kann die Stabilität von Faulungsprozessen bereits frühzeitig durch den Vergleich der Entwicklung des Abbaugrads mit Erfahrungs- und Literaturwerten beurteilt werden, vgl. Kapitel 2.1.3. Auf Methoden der Bilanzierung anhand der organischen Zusammensetzung und der spezifischen Biogasausbeute wird im nächsten Kapitel im Detail eingegangen.

2.2.4 Bilanzierung von Faulungsprozessen

Die Bilanzierung von anaeroben Abbauprozessen dient einerseits der Überprüfung des Betriebsablaufs (inklusive der Probenahme und Analysevorgänge) und andererseits der Planung und Optimierung der Betriebseinstellungen, um möglichst effiziente Stabilisierungsergebnisse erzielen zu können, vgl. Kroiss (1986) und Zeig et al. (2012b). Im Rahmen der Überprüfung von Betriebsabläufen stellen die spezifische Biogasausbeute und deren Zusammensetzung aussagekräftige Indikatoren hinsichtlich der Stabilität des Abbauprozesses dar, vgl. Kapitel 2.2.3. Durch eine Gegenüberstellung der im Betrieb erreichten Messwerte und der entsprechenden bilanzierten Rechenwerte (maximal erzielbare Gas- und Methanausbeute unter Annahme eines vollständigen Abbaus der organischen Substanz) kann eine Bewertung des Abbauprozesses vorgenommen werden. Des Weiteren können Bilanzierungsmodelle zur Bewertung der Abbaubarkeit und des Energiepotentials von unterschiedlichen Substraten herangezogen werden, was sowohl der Planung neuer Behandlungsanlagen als auch der energetischen Optimierung bereits im Betrieb befindlicher Anlagen dient, vgl. Kroiss (1986) und Svoldal (1991). Im Laufe der Zeit wurde eine Vielzahl von unterschiedlichen Bilanzierungsmodellen entwickelt, die in verschiedenen Branchen Anwendung finden. Eine Modellzusammenstellung für stationäre, dynamische und diskontinuierliche Prozesse wird in der Arbeit von Gerber (2009) dargestellt, vgl. Anhang 1. In Abhängigkeit von den zu behandelnden Substraten eignen sich die Modelle für die Bilanzierung der anaeroben Behandlungsstufe von Biogasanlagen, Abfallbehandlungsanlagen oder der Klärschlammbehandlung bzw. Co-Vergärung auf Abwasserbehandlungsanlagen. In diesem Zusammenhang ist der mit den jeweiligen Modellen verbundene Aufwand zur Bestimmung der notwendigen Ausgangsdaten vorab zu prüfen und abzuwägen. Die für die Klärschlammfaulung und Co-Vergärung relevanten und praktikablen Bilanzierungsansätze basieren auf stöchiometrischen Berechnungen, die der Bestimmung der maximal realisierbaren Biogasausbeute und damit dem Vergleich mit den in der Praxis erzielten Messwerten dienen. Im Folgenden wird auf zwei Methoden zur Bestimmung der maximal erreichbaren Biogasausbeute eingegangen, die zur Interpretation der Untersuchungsergebnisse dieser Arbeit herangezogen werden. Sie basieren auf der Zusammensetzung der organischen Substanz, die einerseits über die Energieträger Kohlenhydrate, Proteine und Fette und andererseits über den Kohlenstoff in Form von CSB und TOC definiert wird, vgl. Roediger et al. (1990), Metcalf & Eddy (2004) und Bekker (2007).

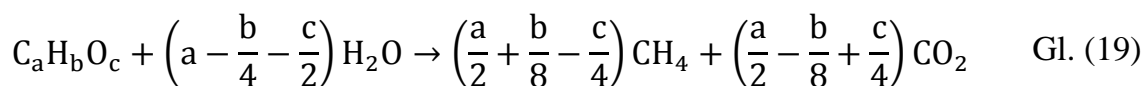
2.2.4.1 Maximal realisierbare Biogasausbeute nach Buswell

Die organische Substanz von Substraten (wie Klärschlamm und Co-Substrate) setzt sich aus Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten zusammen, vgl. Bischofsberger et al. (2005). Die Abbaubarkeit und die maximal erzielbare Biogasausbeute der Energieträger unterscheiden sich voneinander, vgl. Kapitel 2.1. Kohlenhydrate, wie Stärke, Cellulose und Glucose, stellen leicht abbaubare Substanzen dar, vgl. Roediger et al. (1990). Das bedeutet, dass die Hydrolyse relativ schnell verläuft und erst die Methanogenese einen geschwindigkeitslimitierenden

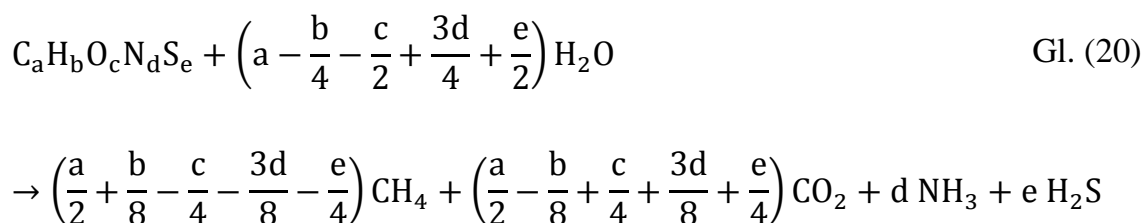
Schritt darstellt, wenn keine optimalen Abbaubedingungen im Faulbehälter gegeben sind, vgl. Kapp (1984). Es werden drei Gruppen von Kohlenhydraten unterschieden: Monosaccharide, Disaccharide und Polysaccharide, die aus Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff zusammengesetzt sind ($C_n(H_2O)_m$). Beim vollständigen Abbau von Kohlenhydraten entsteht zu gleichen Teilen Methan und Kohlendioxid, vgl. Gleichung 18. Die Gasausbeute ist ebenso wie deren Methananteil im Vergleich zu Fetten deutlich geringer, vgl. Roediger et al. (1990).



Fette sind Ester des Glycerins (dreiwertiger Alkohol) mit drei, meist verschiedenen, Fettsäuren. Gängige Fettsäuren stellen Essig-, Butter-, Stearin- und Palmitinsäure dar. Fettsäuren sind im Vergleich zu Kohlenhydraten deutlich schwerer abbaubar, vgl. Roediger et al. (1990). Die Hydrolyse der Fettsäuren stellt beim anaeroben Abbau den geschwindigkeitslimitierenden Schritt dar, vgl. Kapp (1984). Zur Berechnung der maximal erreichbaren Biogasausbeute und der Biogaszusammensetzung von Kohlenhydraten und Fetten kann die in Gleichung 19 dargestellte Reaktionsgleichung nach Buswell & Müller (1952) herangezogen werden.

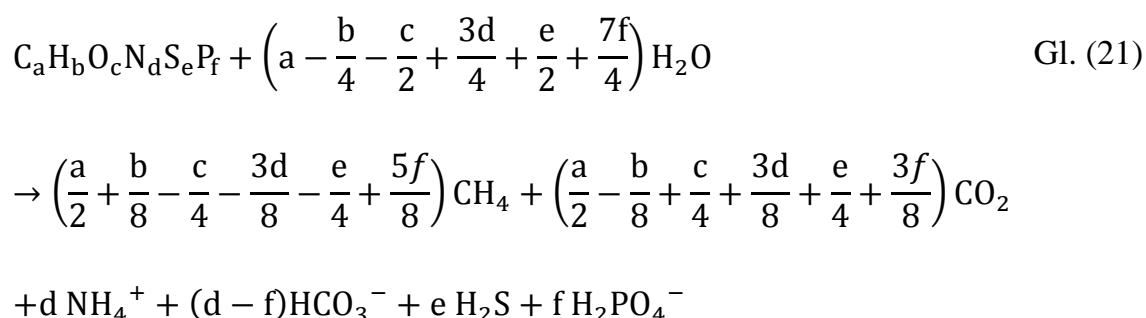


Es handelt sich hierbei um eine stöchiometrische Berechnung, die den Zusammenhang der organischen Zusammensetzung von Substraten und deren anaeroben Abbau beschreibt. Die Voraussetzung der Berechnung ist die Kenntnis über die jeweilige Summenformel der organischen Verbindung, vgl. Bekker (2007). Um neben der maximal realisierbaren Biogasausbeute und Biogaszusammensetzung von Kohlenhydraten und Fetten auch die von Proteinen berechnen zu können, entwickelte Boyle (1976) die erweiterte Buswell'sche Gleichung (Gleichung 20), die neben Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff auch Stickstoff- und Schwefelbestandteile organischer Verbindungen berücksichtigt, vgl. Roediger et al. (1990), Metcalf & Eddy (2004) und Bekker (2007).



Proteine (Eiweiße) setzen sich aus Aminosäuren zu Makromolekülen zusammen und bestehen aus fünf Elementen ($C_aH_bO_cN_dS_e$). Während des anaeroben Abbaus von Proteinen werden die Makromoleküle in mehrere Aminosäuren gespalten, bis, bei vollständigem Abbau, Methan, Kohlendioxid, Ammoniak und Schwefelwasserstoff entstehen, vgl. Roediger et al. (1990). Unter stabilen Betriebsbedingungen wird der Schwefelwasserstoff mit Eisen in Eisensulfiden gebunden und liegt somit nur in sehr geringen Mengen gasförmig vor. Des Weiteren beeinflusst der pH-Wert unter stabilen Betriebsbedingungen das Dissoziations-

gleichgewicht von Ammoniak und Ammonium zu Gunsten des gelösten Ammoniums, vgl. Kapitel 2.1.2.5. Da Ammonium mit Hydrogencarbonat im Gleichgewicht steht, ist deren Konzentration gleich groß, vgl. Metcalf & Eddy (2004). Dementsprechend wird ein Anteil des entstandenen Kohlendioxid in Form von Hydrogencarbonat im Faulschlamm gelöst. Methan besitzt im Vergleich zu Kohlendioxid eine deutlich geringere Gaslöslichkeit. Die Verminderung des Kohlendioxidanteils im Faulgas führt somit zu einer Erhöhung des prozentualen Methananteils. Unter Berücksichtigung dieser Aspekte und der Phosphorbestandteile der organischen Verbindungen kann Gleichung 20 nochmals erweitert und damit spezifiziert werden, vgl. Roediger et al. (1990) und Gleichung 21.



Die maximal erreichbare Energieausbeute der Energieträger, die sich aus der berechneten Gasausbeute und deren Methananteil ergibt, ist in Tabelle 4 aufgeführt. Hierbei handelt es sich um Mittelwerte unterschiedlicher Kohlenhydrate, Proteine und Fette. Da die exakten Rechenwerte von der chemischen Zusammensetzung der jeweiligen Stoffe abhängig sind, wird in Anhang 2 eine ausführlichere Einzelaufstellung ausgewählter Energieträger dargestellt. Weiterhin beinhaltet Tabelle 4 Anhaltswerte für den CSB-Gehalt der Energieträger, der im Falle einer Einzelbetrachtung ausgewählter Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten ebenfalls leichten Schwankungen unterliegt.

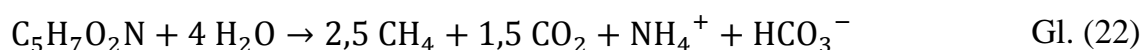
Tabelle 4: Gasausbeute bei vollständigem Abbau der organischen Substanz von Energieträgern, vgl. DWA (2010b) und Urban & Scheer (2011)

Energieträger	Kohlenhydrate	Proteine	Fette
Gasausbeute [m ³ /kg oTR]	0,83	0,72	1,43
CH ₄ -Gehalt [Vol.-%]	50	71	70
Energieausbeute [kWh/kg oTR]	4,2	5,1	10
CSB/oTR [kg/kg]	1,2	1,46	2,87

Die spezifische Gasausbeute bei einem vollständigen Abbau von Fetten liegt mit 1,43 m³/kg oTR deutlich über den spezifischen Gasausbeuten von Kohlenhydraten (0,83 m³/kg oTR) und Proteinen (0,72 m³/kg oTR). Hinsichtlich der Gaszusammensetzung liegt der Methananteil des produzierten Faulgases aus Fetten und Proteinen klar über dem von Kohlenhydraten, vgl. Bischofsberger et al. (2005) und Zeig et al. (2012b). Die maximal erzielbare Methanausbeute, die sich aus der jeweiligen Gasausbeute und deren Methananteil ergibt, ist somit bei Fetten am höchsten (1,43 m³/kg oTR · 0,7 = 1 m³ CH₄/kg oTR) und bei

Kohlenhydraten am niedrigsten ($0,83 \text{ m}^3/\text{kg oTR} \cdot 0,5 = 0,42 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg oTR}$). Zur Bestimmung der maximal erzielbaren Energieausbeute wird der Heizwert von Methan (rd. $10 \text{ kWh}/\text{m}^3 \text{ CH}_4$) herangezogen, vgl. KTBL (2009). Unter der Annahme eines 100 %-igen Wirkungsgrads resultieren die in Tabelle 4 angegebenen Energieausbeuten. Die real erzielbare Faulgasausbeute und deren Zusammensetzung unterscheiden sich von den in Tabelle 4 angegebenen Rechenwerten, da in der Praxis kein vollständiger Substratabbau in Faulungsanlagen stattfindet und zudem die reale Gasausbeute durch Biomasseneubildung und Nebenreaktionen mit Nitrat-, Eisen- oder Sulfat-Verbindungen vermindert wird, vgl. DWA (2010b) und Kapitel 2.1.3. Dennoch bietet diese Methode eine gute Möglichkeit einer vorläufigen Einschätzung des maximal realisierbaren Energiepotentials von Substraten.

Da die organische Substanz von Klärschlämmen und Co-Substraten aus unterschiedlichen Anteilen an Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten zusammengesetzt ist, setzt die Anwendung dieser Berechnungsmethode die Kenntnis der Summenformel des jeweiligen Substrats voraus. Zur Ermittlung der chemischen Zusammensetzung kann die Elementaranalyse herangezogen werden. Der jeweilige Kohlenstoff- und Wasserstoffgehalt wird hierbei nach DIN 51721 (2001), der Stickstoffgehalt nach DIN 51722 (1990) und der Schwefelgehalt nach DIN 51724 (2012) ermittelt. Basierend auf den Analyseergebnissen wird der Sauerstoffgehalt berechnet. Im Vergleich zur oTR- oder CSB-Bestimmung stellt die Bestimmung der Summenformel von Substraten ($\text{C}_a\text{H}_b\text{O}_c\text{N}_d\text{S}_e$) eine aufwendige und kostenintensive Analyse-methode dar. Basierend auf den bereits zur Verfügung stehenden Literaturdaten können jedoch Annahmen getroffen werden, um das Energiepotential unterschiedlicher Substrate abzuschätzen. Unter der Annahme einer Summenformel für Überschussschlamm ($\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$) und unter Verwendung von Gleichung 21 zur Bestimmung der maximal erreichbaren Biogasausbeute und Gaszusammensetzung, ergibt sich die in Gleichung 22 dargestellte Reaktionsgleichung.



Da die Molmasse des Überschussschlammes 113 g/mol beträgt, werden pro abgebautem Kilogramm $8,85 \text{ mol}$ in Biogas umgewandelt. Unter Normbedingungen (0°C , 1013 mbar) beträgt das Molvolumen eines idealen Gases $22,414 \text{ NL/mol}$. Somit resultiert eine maximale Gasausbeute von $793,5 \text{ NL/kg oTR}_{\text{abgebaut}}$ ($22,414 \text{ NL/mol} \cdot 8,85 \text{ mol} \cdot (2,5+1,5)$) mit einem Methananteil von $62,5 \text{ Vol.}\%$, was einer Methanausbeute von $496 \text{ NL CH}_4/\text{kg oTR}_{\text{abgebaut}}$ und damit einer maximal erreichbaren Energieausbeute von rd. $5 \text{ kWh/kg oTR}_{\text{abgebaut}}$ entspricht. Eine weitere Methode zur Bestimmung der maximal realisierbaren Methanausbeute von Substraten (bei vollständigem Abbau der organischen Substanz) stellt die Kohlenstoff- bzw. CSB-Bilanzierung dar, vgl. Kapitel 2.2.4.2. Der Parameter CSB dient der Charakterisierung des Energiepotentials (vgl. Tabelle 4) und kann sowohl stöchiometrisch aus der Summenformel als auch analytisch bestimmt werden.

2.2.4.2 Kohlenstoffbilanzierung

Durch die Erfassung der organischen Substanz über den gesamten organischen Kohlenstoffgehalt sowie dem Oxidationsgrad durch Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs ist eine theoretische Bilanzierung von Abbauprozessen möglich, vgl. Metcalf & Eddy (2004).

Diese Methode basiert ebenfalls auf der Annahme, dass ein vollständiger Abbau des TOC zu Faulgas bzw. des CSB zu Methan stattfindet. Aspekte, wie die Biomasseneubildung und Schwefelwasserstoffanteile im Faulgas, werden hierbei vernachlässigt, vgl. Kroiss (1986). Bei der Umwandlung von Kohlenstoff zu Methan und Kohlendioxid kann zunächst über den Gehalt des abgebauten organischen Kohlenstoffes ($\text{TOC}_{\text{abgebaut}}$) direkt die maximal realisierbare Gasausbeute berechnet werden.

- 1 g $\text{TOC}_{\text{abgebaut}}$ entspricht 1 g Kohlenstoff und damit $1/12$ mol C
- Das Molvolumen eines idealen Gases beträgt unter Normbedingungen 22,414 NL/mol
- $1/12$ mol C entsprechen einem Volumen von 1,868 NL Gas (22,414 NL/12 g C)

Somit werden pro Kilogramm abgebautem Kohlenstoff 1.868 NL Biogas gebildet, vgl. Schmack (1999) und Zeig et al. (2011).

Analog kann über den CSB das maximal entstehende Methanvolumen berechnet werden. Der CSB entspricht der Menge an Sauerstoff, die für eine vollständige Oxidation der zu analysierenden Substanz benötigt wird, vgl. DIN 38414-S9 (1986). Für die Oxidation von 1 mol Methan werden entsprechend der Reaktionsgleichung (Gleichung 23) 2 mol Sauerstoff benötigt.



- Der CSB beträgt für die Oxidation von Methan 64 g O_2 /mol ($2 \cdot 32$ g O_2 /mol)
- Unter Normbedingungen entspricht dies einem Methanvolumen von 0,35 NL CH_4 /g CSB bzw. 350 NL CH_4 /kg CSB (22,414 NL/64 g O_2)

Damit werden pro Kilogramm abgebautem CSB 350 NL Methan gebildet, vgl. Metcalf & Eddy (2004) sowie Tabelle 4. Aus dem molaren Verhältnis von CSB und TOC ergibt sich der Faktor 0,187 ($\text{CSB}/\text{TOC} = 350 \text{ NL CH}_4/1.868 \text{ NL Gas}$), über den sich der maximal erreichbare Methangehalt unter Normbedingungen durch Multiplikation mit dem gemessenen CSB/TOC-Verhältnis berechnen lässt, vgl. Zeig et al. (2011). Unter Vernachlässigung des gelösten Gasanteils kann das molare Verhältnis von CSB und TOC zur Bestimmung der mittleren Oxidationszahl des Kohlenstoffs und dem damit einhergehenden Methananteil im Faulgas herangezogen werden, vgl. Spies (1986), Svardal (1991) und Schmack (1999). Während des anaeroben Abbauprozesses wird ein Teil des vorliegenden Kohlenstoffs zu Kohlendioxid oxidiert und ein Teil wird zu Methan reduziert (Disproportionierung). Kohlendioxid besitzt die höchste Oxidationsstufe (+IV) und Methan die niedrigste (-IV), vgl. Svardal (1991). Im Falle einer vollständigen Reduktion des Kohlenstoffs zu Methan läge das CSB/TOC-Verhältnis bei 5,33 g O_2 /g C, da zur Oxidation von 1 mol Methan 64 g Sauerstoff benötigt werden (64 g O_2 /12 g C), vgl. Gleichung 23. Demgegenüber entstünde bei einer vollständigen Oxidation des Kohlenstoffs ausschließlich Kohlendioxid, das CSB/TOC-Verhältnis betrüge in diesem Fall Null. Die für die Oxidation zu Kohlendioxid erforderliche Sauerstoffmenge sowie die bei der vollständigen Reduktion freigesetzte Methanmenge richten sich somit nach dem Reduktionszustand des Kohlenstoffs einer chemischen Verbindung, der über die Oxidationszahl des Kohlenstoffs beschrieben wird. Dieser Zusammenhang, der spezifische Sauerstoffbedarf (g CSB/g TOC) in Abhängigkeit von der Oxidationszahl, wird von Spies (1986) grafisch veranschaulicht, vgl. Abbildung 3.

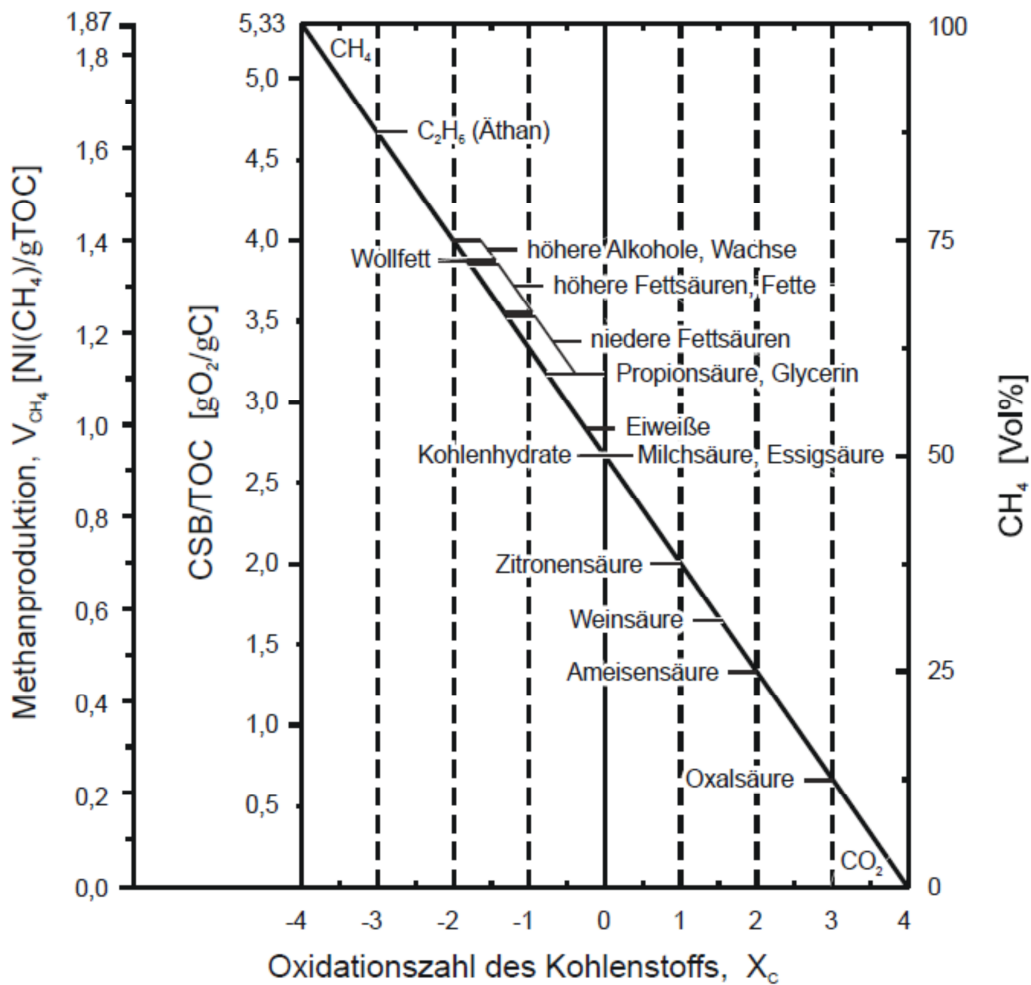


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffbedarf zur Oxidation von 1 g Kohlenstoff und der Oxidationszahl der organischen Verbindung, vgl. Spies (1986)

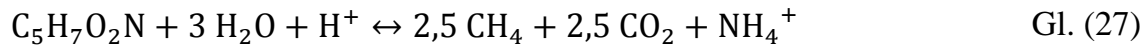
Ausgehend vom CSB/TOC-Verhältnis eines Substrats gibt dessen Position auf der Geraden den entsprechenden Reduktionszustand des Kohlenstoffs und demzufolge den zu erwartenden Methananteil im Faulgas an. Je geringer die Oxidationszahl des Kohlenstoffs (X_C) ist, bzw. je reduzierter der Kohlenstoff im Substrat vorliegt, desto höher ist der Methananteil im Biogas. Zur Berechnung der mittleren Oxidationszahl und des Methananteils im Faulgas wurden Gleichung 24 bis 26, basierend auf den Gesetzen der Ladungs- und Massenbilanzen, entwickelt, vgl. Spies (1986) und Svoldal (1991).

$$\frac{CSB}{TOC} = \frac{8}{3} - \frac{2}{3} \cdot X_C \quad \text{Gl. (24)}$$

$$X_C = 4 - 1,5 \cdot \frac{CSB}{TOC} \quad \text{Gl. (25)}$$

$$CH_4 = 50 - 12,5 \cdot X_C = 50 - 12,5 \cdot \left(4 - 1,5 \cdot \frac{CSB}{TOC}\right) = 18,75 \cdot \frac{CSB}{TOC} \quad \text{Gl. (26)}$$

Basierend auf diesem Berechnungsansatz des Methangehalts im Faulgas bei vollständigem Abbau der Organik steigt der Methangehalt mit dem CSB-TOC-Verhältnis linear an. Unter der in Kapitel 2.2.4.1 getroffenen Annahme der Summenformel für Überschussschlamm ($C_5H_7O_2N$), ergibt sich folgende Reaktionsgleichung (Gleichung 27), die den Abbauprozess in der Klärschlammfäulung beschreibt:



- Die Molmasse des Überschussschlammes liegt bei 113 g/mol
- Der rechnerische CSB beträgt 160 g O_2 /mol Biomasse ($2,5 \cdot 64$)
- Der rechnerische TOC beträgt 60 g C/mol Biomasse ($5 \cdot 12$)

Daraus ergibt sich ein CSB-oTR-Verhältnis von 1,42 kg CSB/kg oTR (160/113) und damit ein maximal erreichbares Methanvolumen von 496 NL CH_4 /kg oTR, vgl. Zeig et al. (2011). Das maximal erreichbare Gasvolumen kann über das TOC-oTR-Verhältnis bestimmt werden.

- $1,42 \text{ kg CSB/kg oTR} \cdot 350 \text{ NL } CH_4/\text{kg CSB} = 496 \text{ NL } CH_4/\text{kg oTR}$
- $0,53 \text{ kg TOC/kg oTR} \cdot 1.868 \text{ NL /kg TOC} = 992 \text{ NL/kg oTR}$

Sowohl bei der Bilanzierungsmethode über den CSB und TOC als auch bei der Anwendung der Buswell'schen Formel (vgl. Kapitel 2.2.4.1) handelt es sich um eine Formulierung stöchiometrischer Zusammenhänge unter der Annahme eines vollständigen Abbaus der organischen Substanz. Vergleicht man diesen Rechenwert mit empirischen Kennzahlen ergeben sich ähnliche Größenordnungen. Nach Kapp (1984) bewegt sich die reale Methanausbeute von Überschussschlamm zwischen 165 und 175 NL CH_4 /kg oTR_{zu}. Der Abbaugrad liegt in einem Bereich von 30-40 %, vgl. Roediger et al. (1990). Somit kann auf eine spezifische Methanausbeute von rd. 486 NL CH_4 /kg oTR_{abgebaut} geschlossen werden, wenn anstatt eines realistischen Abbaugrads von 35 % ein vollständiger Abbau angenommen wird.

- $170 \text{ NL } CH_4/\text{kg oTR}_{zu} \cdot 1/0,35 = 486 \text{ NL } CH_4/\text{kg oTR}_{abgebaut}$

Die Kenntnis des CSB-Gehalts und des Abbaugrads vorausgesetzt, stellt die Kohlenstoffbilanzierung somit eine hilfreiche Methode dar, um die Methanausbeute von Substraten vorab abschätzen zu können. Der Vorteil des auf dem CSB basierenden Ansatzes besteht darin, dass die analytische CSB-Bestimmung im Vergleich zur Elementaranalyse (Ansatz nach Buswell) in der Praxis mit einem deutlich geringeren Aufwand verbunden ist. Üblicherweise wird auf Kläranlagen der oTR zur Charakterisierung der organischen Substanz von Schlämmen verwendet. Im Vergleich zum oTR stellt der CSB jedoch einen Parameter dar, der sich auch zur Charakterisierung der maximal realisierbaren Energieinhalte von Substraten eignet, vgl. Kroiss (1986) und Zeig et al. (2012b). Unter Beachtung des Heizwerts von Methan beträgt der maximale Energiegehalt von Substraten 3,5 kWh/kg CSB_{abgebaut}. Davon ausgehend, dass in der Praxis ein gewisser Anteil des zugeführten CSB zur Biomasseneubildung im Abbauprozess benötigt wird, geht die Theorie von rd. 3,2 kWh/kg CSB_{abgebaut} aus, vgl. VDI (2006). Auf die in der Praxis erzielbaren Abbaugrade und Gasausbeuten unterschiedlicher Substrate wird in Kapitel 2.3.4 im Rahmen der Definition und Charakterisierung von Rohschlamm und Co-Substraten eingegangen.

2.2.5 Auswirkungen der Klärschlammfaulung

Die Klärschlammfaulung stellt eine Behandlungsstufe von Abwasserbehandlungsanlagen dar, der weitere Behandlungsstufen nachgeschaltet sind. Generell wird ein stabiler Betrieb aller Behandlungsstufen von Kläranlagenbetreibern angestrebt. Aus diesem Grund sind von der Faulung ausgehende Einflüsse auf nachgeschaltete Behandlungsstufen zu berücksichtigen. Im Folgenden werden die Auswirkungen auf die Gasbehandlung, die Faulschlammwässerung und die Rückbelastung von Abwasserbehandlungsanlagen behandelt.

2.2.5.1 Gasbehandlung

Generell handelt es sich bei Biogas um ein mit Wasserdampf gesättigtes, korrosives Gasgemisch, das Anteile an Schaum oder Schlamm mit sich führen kann, vgl. DWA (2003a) und Metcalf & Eddy (2004). Hauptbestandteile des Gasgemischs sind Methan und Kohlendioxid. Weitere Bestandteile sind nur in Spuren vorhanden, bedingen aber insbesondere eine Behandlung vor der Gasverwertung, vgl. DWA (2010a). Beispielsweise wirken sich Wasserdampf, Schwefelwasserstoff und Siloxane negativ auf den Betrieb von Gasmotoren aus, während Kohlendioxid und Stickstoff zu einer Reduzierung des Brennerts führen, vgl. DWA (2006). Des Weiteren stellen Ammoniak, Halogene sowie Staubpartikel Störstoffe dar, die vor der Gasverwertung mit geeigneten Vorbehandlungsverfahren (bspw. Entfeuchtung, Gasfiltration, Kühlung, Adsorption, vgl. DWA (2010b)) möglichst weitgehend entfernt werden sollten, vgl. Tabelle 5.

Tabelle 5: Faulgasreinigungsverfahren, vgl. DWA (2006)

Verfahren	Störstoff
Staub- und Flüssigkeitsabscheidung	H ₂ O, Staub
Taupunktkühlung	H ₂ O, NH ₃ , Siloxane
Tiefkühlung	H ₂ O, Halogene, NH ₃ , Siloxane
Adsorption an Aktivkohle	H ₂ S, Halogene, NH ₃ , Siloxane
Entschwefelung	H ₂ S
Mineralölwäsche	CO ₂ , Siloxane
CO ₂ -Entfernung	CO ₂ (je Verfahren auch N ₂ , H ₂ O, H ₂ S)

Bedingt durch den Einfluss des Kläranlageneinzugsgebiets, durch jahreszeitliche Einflüsse sowie durch die Verfahren zur Abwasserreinigung und Schlammbehandlung unterliegen die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Faulgases einer großen Schwankungsbreite. Zur Gewährleistung eines sicheren und effizienten Gasbehandlungsprozesses werden Grenzwerte bzw. Schwankungsbereiche für bestimmte Gasinhaltsstoffe empfohlen. Neben der Vorbehandlungsstufe besteht die Gasbehandlung von Kläranlagen in aller Regel aus einer Speichereinheit, einer Gasverwertungsstufe und einer Notfackel, die im Falle einer Störung zur sicheren Entsorgung des anfallenden Faulgases eingesetzt werden kann, vgl. Bischofsberger et al. (2005) und DWA (2010b). Zur Bemessung der Gasspeicher gibt es aufgrund der unterschiedlichen Möglichkeiten zur Biogasverwertung kein allgemein gültiges Verfahren.

Die Bemessung richtet sich nach der Art und Betriebsweise der Anlage zur Biogasnutzung. Generell besitzt der Speicher die Funktion, eine kontinuierliche Gaszufuhr zur Verwertung zu gewährleisten. Schwankungen in der Gasproduktion sollen auf diese Weise ausgeglichen werden, vgl. Schmelz (2000). Aus Kostengründen wird empfohlen, die Kapazität auf maximal eine Tagesproduktion auszulegen, vgl. DWA (2010b). Zur Verwertung des vorbehandelten Biogases können Gaskessel oder stationäre Gasmaschinen zum Einsatz kommen. Weitere Möglichkeiten zur Biogasnutzung stellt die Verwertung als Kraftstoff, die Einspeisung in ein Erdgasnetz oder die Abgabe an Dritte zur Verwertung dar. Gaskessel können zur Energieumwandlung des Biogases in Wärme (Erzeugung von Warmwasser oder Dampf) eingesetzt werden und erreichen Wirkungsgrade von über 90 %. Demgegenüber dienen stationäre Gasmaschinen, wie Gasmotoren, Gasturbinen und Brennstoffzellen (Einsatz bei Blockheizkraftwerken: BHKW) der Erzeugung mechanischer Energie bzw. Strom und nutzbarer Wärme (Kraft-Wärme-Kopplung), vgl. Rossol et al. (2005), Imhoff (2007) und DWA (2010b). In Tabelle 6 sind Wirkungsgrade der verschiedenen Verwertungsaggregate angegeben. Die spezifisch geeignete Verwertungsmethode ist unter Beachtung wirtschaftlicher und ökologischer Aspekte im Einzelfall durch die Erarbeitung eines standortspezifischen Energiekonzeptes zu ermitteln.

Tabelle 6: Wirkungsgrade stationärer Gasmaschinen

Aggregat	elektrische Energie	thermische Energie
Gasmotor	33-40 % ¹	rd. 50 % ¹
Mikrogasturbine *	25-30 % ²	45-59 % ²
Brennstoffzelle	30-40 % ³	50-55 % ³

¹ DWA (2010b); ² Peche et al. (2006); ³ Bischofsberger et al. (2005)

* der Gesamtwirkungsgrad liegt bei 75-84 %

Die wichtigsten Einflussfaktoren hinsichtlich der Bemessung der Gasbehandlung stellen die zu erwartende tägliche Biogasproduktion und deren Zusammensetzung dar, die sowohl von der Substratzusammensetzung als auch von der Betriebseinstellung (Beschickung, Durchmischung etc.) der Faulung abhängig sind, vgl. Bischofsberger et al. (2005). Zudem sind rechtliche Anforderungen zu beachten, die hinsichtlich des Immissionsschutzes sowie der Betriebssicherheit nötig sind, vgl. BImSchG (2012) und BetrSichV (2011).

2.2.5.2 Entwässerung

In Faulungsprozessen findet ein Abbau organischer Substanz statt, was zu einer Reduzierung des Feststoffgehalts führt, vgl. Kapitel 2.1.2. Der Wassergehalt von Faulschlamm liegt bei 95-98 %. Es findet somit auf der einen Seite eine Verringerung des Wasserbindevermögens des Faulschlammes statt, was sich positiv auf eine anschließende Schlammentwässerung auswirkt. Auf der anderen Seite bewirken Faulungsprozesse eine Zerkleinerung und Homogenisierung des Faulschlammes, was die Entwässerbarkeit beeinträchtigen kann, vgl. Roediger et al. (1990). Durch die Abtrennung der flüssigen Phase in der Entwässerungsstufe kann eine Volumen- und Gewichtsreduzierung erzielt werden, die zur Senkung der Entsorgungs- bzw.

Verwertungskosten des Faulschlammes beiträgt. Aus diesem Grund werden Faulschlämme nach der Stabilisierung meist eingedickt, konditioniert und anschließend entwässert, vgl. Schmelz (2000) und Gujer (2007). Das im Schlamm enthaltene Wasser ist aus verschiedenen Komponenten mit unterschiedlichen Bindungskräften zusammengesetzt. Das Zwischen- und Hohlraumwasser besitzt die geringsten Bindungskräfte und kann während des Eindickungsprozesses zu großen Teilen abgetrennt werden (TR-Erhöhung auf rd. 10 %). Durch die Konditionierung (Zugabe von Eisensalzen, Kalk, Feinkohle, Asche oder ionenaktiven Polymeren) werden die Wasserbindungskräfte gelockert und die Flockenbildung verbessert. Auf diese Weise wird die Entfernung von Haft- und Kapillarwasser durch maschinelle Entwässerungsanlagen unterstützt (TR-Erhöhung auf bis zu 50 %). Eine Abtrennung von Adsorptions- und Innenwasser kann aufgrund der starken Bindungskräfte nur durch eine thermische Trocknung erreicht werden, vgl. Schmelz (2000), Kopp (2001) und DWA (2008). Das Wasserbindevermögen und damit die Entwässerbarkeit von Faulschlämmen werden durch unterschiedliche Faktoren beeinflusst, die einerseits aus der Beschaffenheit der zu stabilisierenden Substrate und andererseits aus den gewählten Betriebseinstellungen und dem Verlauf des anaeroben Abbauprozesses der Faulung resultieren, vgl. DWA (2008). Hinsichtlich der Beschaffenheit der zu stabilisierenden Substrate spielen die Partikelgrößenverteilung, der organischen Feststoffanteil und der Anteil kolloidaler und gelartiger Inhaltstoffe eine wichtige Rolle. Beispielsweise besitzen Überschussschlämme im Vergleich zu Primärschlämmen, die Grob- und Strukturstoffe enthalten, eine schmalere Partikelgrößenverteilung und sind somit homogener. Mit der Abnahme der mittlern Partikelgröße und der Breite der Partikelgrößenverteilung steigt der Gehalt von kapillar gehaltenem Zwischenraumwasser und die Entwässerung wird erschwert, vgl. Kopp (2001). Die Entwässerbarkeit nimmt zudem mit steigendem organischen Anteil ab, da organische Stoffe im Vergleich zu anorganischen Stoffen eine geringere Dichte sowie eine höhere Kompressibilität und Oberflächenladung aufweisen, was das Wasserbindevermögen erhöht, vgl. DWA (2000a).

Hinsichtlich der Abhängigkeit von der Betriebseinstellung der Faulung werden verschiedene Einflussfaktoren diskutiert. Nach Rossol et al. (2005) nimmt die Entwässerbarkeit mit steigender Faulraumtemperatur ab, was anhand höherer Filterwiderstände und höherem Polymerbedarf beobachtet wird. Demgegenüber kann nach Kapp (1984) keine Abhängigkeit der Entwässerbarkeit von der Faulzeit festgestellt werden, vgl. Roediger et al. (1990). Kopp (2001) untersucht in ihrer Arbeit eine Vielzahl an Einflussfaktoren auf den freien Wasseranteil von Schlämmen und stellt diese einander gegenüber. Sie kommt zu dem Schluss, dass die Partikelstruktur von Substraten den größten Einfluss auf den freien Wasseranteil und damit auf die Entwässerbarkeit von Schlämmen hat. In der Praxis werden Entwässerungskennwerte zur Beurteilung des Konditionierungs- und Entwässerungsverhaltens von Faulschlämmen verwendet, vgl. Kopp (2001) und Bischofsberger et al. (2005). Die Auswahl des Entwässerungsverfahrens ist vom Entsorgungsziel bzw. -weg der Faulschlämme abhängig, die unterschiedliche Anforderungen an den Entwässerungsgrad beinhalten können. Eine landbauliche oder landschaftsbauliche Verwertung setzt einen deutlich geringeren Trockenrückstand des entwässerten Faulschlammes voraus als eine Verwertung als Brennstoff oder eine Verbrennung mit Ascheverwertung, vgl. DWA (2000a). Bezüglich detaillierter Informationen zur Bemessung von Eindickern, Konditionierung und Auswahl der meist maschinellen

Entwässerungsanlage (Zentrifuge, Kammer-, Membran- oder Bandfilterpresse) wird an dieser Stelle auf die einschlägige Literatur verwiesen, vgl. Bischofsberger et al. (2005), Gujer (2007) und Imhoff (2007).

2.2.5.3 Rückbelastung

Die während der Abwasser- und Schlammbehandlung entstehenden Prozesswässer sind einer Behandlung zuzuführen. In der Regel werden sie zur Abwasserbehandlung der Kläranlage geleitet und führen daher zu einer Rückbelastung. Eine direkte Einleitung in den Vorfluter ist aufgrund der Belastung der Prozesswässer nicht möglich, da auf diese Weise die vorgeschriebenen Einleitungsgrenzwerte nicht eingehalten werden können, vgl. AbwV (2012). Besonders das in der Faulschlammmentwässerung entstehende Prozesswasser (Schlammwasser, vgl. DIN 4045 (2003)) stellt aufgrund seiner erhöhten Stickstoffkonzentration eine Herausforderung für die weitere Behandlung dar, vgl. Schmelz (2000). Im Vergleich zum Kohlenstoff werden die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor zwar für die mikrobiologischen Vorgänge im Faulbehälter benötigt und somit in ihrer Bindungsform verändert aber nicht reduziert. Während dem Phosphor mit dem Einsatz von Fällmitteln begegnet werden kann, stellt der Stickstoff, der durch die Vorgänge in der Faulung hauptsächlich als Ammonium gelöst vorliegt, eine Belastung für die weitere Behandlung dar, vgl. DWA (2000b). In Abhängigkeit von der Entwässerungsart bewegt sich die CSB-Konzentration des Schlammwassers aus der Klärschlammfäulung in einem Bereich von 1.200-5.000 mg/L. Die Ammoniumkonzentration weist einen Schwankungsbereich von 400-1.200 mg/L auf und die Phosphorkonzentration kann bis zu 100 mg/L betragen, vgl. Bischofsberger et al. (2005).

Bei der Mitbehandlung des Prozesswassers in der Belebung (im Hauptstromverfahren, vgl. Bever et al. (2002) und Henze et al. (2002)) ist darauf zu achten, dass es nicht aufgrund der erhöhten Stickstofffracht zu einer Verschlechterung der Ablaufqualität der Kläranlage kommt. Obwohl der Volumenstrom der Rückbelastung im Vergleich zum Abwasserzulauf von Kläranlagen deutlich kleiner ist, beträgt die Stickstoff-Rückbelastung im Allgemeinen rd. 15-25 % der gesamten Stickstofffracht im Zulauf. Neben der Fracht stellt auch der zeitliche Anfall der Rückbelastung einen wichtigen Einflussfaktor dar, weil es in Abhängigkeit vom Betrieb der Schlammmentwässerung zu Stoßbelastungen kommen kann, die insbesondere von kleineren Kläranlagen nur begrenzt ausgeglichen werden können. Aus diesem Grund ist ein angepasstes Prozessmanagement unerlässlich, um den im Verhältnis zum Roh- bzw. Schwarzwasserstrom mengenmäßig kleinen aber hoch konzentrierten Prozesswasserstrom im Rahmen der Leistungsfähigkeit der Belebung mitzubehandeln. Dies setzt auch eine Speichermöglichkeit zur Vergleichmäßigung der Rückbelastung über den Tagesgang voraus, vgl. DWA (2004a). Im Rahmen einer Mitbehandlung des Prozesswassers im Hauptstrom kann es, aufgrund einer Verschiebung des CSB-N-Verhältnisses des zusammengeführten Abwasserstroms, zu einer Beeinträchtigung der Denitrifikationsleistung kommen (CSB-N-P-Verhältnis von Rohabwasser 100:10:1 und von Schwarzwasser 61:8:1), vgl. DWA (2000c) und Cornel & Wagner (2010). Es ist sicherzustellen, dass eine ausreichende Menge an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen für die Denitrifikation zur Verfügung steht, was gegebenenfalls eine Zudosierung externer Kohlenstoffquellen bedingt, vgl. DWA (2004a). Alternativ kann das Denitrifikationsvolumen vergrößert werden, was jedoch in der Regel aus Kostengründen

nicht praktikabel ist. Auch die Nitrifikationsleistung kann unter bestimmten Umständen eingeschränkt werden, wenn deren Kapazität ausgeschöpft ist. Vor allem bedingt die Mitbehandlung von Prozesswasser eine Erhöhung der Belüftungsleistung, vgl. Bischofsberger et al. (2005) und Beier et al. (2008). Alternativ zum Hauptstromverfahren können sowohl biologische Verfahren (Nitrifikation/ Denitrifikation, Nitritation/Denitritation, anaerobe Ammoniumoxidation, Deammonifikation) als auch chemisch-physikalische Verfahren (Luft-/Dampfstrippung, Struvitfällung) in einem separaten Nebenstrom zum Einsatz kommen, vgl. DWA (2004a), Bischofsberger et al. (2005), Beier et al. (2008) und Van Hulle et al. (2010).

Die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorfrachten von Prozesswässern stellen zusammen mit der vorhandenen Behandlungskapazität einer Kläranlage die Entscheidungsfaktoren für die Bemessung des Ausgleichsspeichers und die Wahl des Behandlungsverfahrens dar. Da sich die Frachten aus dem anfallenden Schlammwasservolumen und den entsprechenden Stoffkonzentrationen zusammensetzen, werden sie maßgeblich durch die Entwässerungsleistung und die Faulschlammzusammensetzung bestimmt. Die Zusammensetzung von Faulschlämmen ist wiederum von den Beschickungssubstraten (Zusammensetzung und Mischungsanteil), der Betriebseinstellung der Faulung (Faulraumtemperatur, Faulzeit, organische Raumbelastung) und der Abbauleistung abhängig, vgl. Kapitel 2.2.2. Jegliche Veränderungen dieser Faktoren können sich somit auf die Prozesswasserfracht auswirken.

2.3 Kombinierte Behandlung von Klärschlamm und Co-Substraten

Die Motivation zur Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammbehandlung wird durch eine Vielzahl an möglichen Vorteilen und Synergien geprägt. Zunächst stehen bedingt durch Faktoren wie Anlagenausbau, Bevölkerungs- und Wasserverbrauchsrückgang sowie Strukturwandel in Industrie und Gewerbe freie Faulraumkapazitäten zur Verfügung, was die Grundvoraussetzung für eine Mitbehandlung darstellt, vgl. Roos (2008). Für die Nutzung dieser Kapazitäten können unterschiedliche Co-Substrate herangezogen werden. Vor dem Hintergrund der steigenden Rohstoffknappheit im Energiesektor und den damit einhergehenden steigenden Energiekosten, kommt der Methanerzeugung eine zunehmende Bedeutung zu (renewable energy), vgl. WEF/ASCE (2009). Beispielsweise hat sich die hessische Landesregierung das Ziel gesetzt, bis zum Jahr 2020 den Anteil der erneuerbaren Energien am Primärenergieverbrauch auf 20 % zu steigern. Die Biomassenutzung soll dabei in Hessen den größten Anteil ausmachen. Eine verbesserte Klärgasnutzung kann hierzu einen Beitrag leisten, vgl. HMUELV (2009). Durch eine optimierte Auslastung der Faulungsanlagen mit Co-Substraten, die hohe Anteile an leicht abbaubarer organischer Substanz beinhalten, können höhere Gasausbeuten erzielt werden. Damit geht ein erhöhtes Potential zur Energieproduktion in Form von Strom als auch Wärme einher. Diese kann zur Eigennutzung auf der Kläranlage und somit für eine positive Ökobilanz herangezogen werden. Im Falle von Energieüberschüssen können über Energieeinspeisung zusätzliche Einnahmen generiert werden, vgl. Roediger et al. (1990) und HMUELV (2009). Vor dem Hintergrund einer wirtschaftlichen Reststoffbehandlung stellt demgegenüber die Mitbehandlung von schwer abbaubaren, zu entsorgenden Co-Substraten eine umweltverträgliche Verwertungsmöglichkeit dar. Auch birgt die Kombination unterschiedlicher Co-Substrate Regulierungs- und Optimierungspotentiale hinsichtlich stofflicher und verfahrenstechnischer Randbedingungen. Den genannten

Vorteilen stehen im Vergleich zum Neubau von Biogasanlagen geringe Aufwendungen gegenüber, da ein Großteil der benötigten Infrastruktur in Form von Standort, Straßenanschluss, Strom- und Wasserversorgung sowie der Anlagentechnik und geschultem Personal bereits vorhanden ist, vgl. Schmelz (2007), HMUELV (2009), DWA (2009). Je nach Ausgangssituation sind die vorhandene technische Ausrüstung (Biogasbehandlung, Schlammbehandlung und Prozesswasserreinigung) sowie das fachliche Know-how zu erweitern. Ebenfalls können Investitionen bzgl. der Co-Substratvorbehandlung anfallen. Im Verhältnis zum Neubau einer Biogasanlage ist die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung mit wesentlich geringen Investitionen verbunden. Dies ist nicht zuletzt darauf zurückzuführen, dass in der Regel auf eine aufwendige Umweltverträglichkeitsprüfung verzichtet werden kann, da keine erheblichen nachteiligen Umweltauswirkungen zu erwarten sind und der Standort bereits akzeptiert ist, vgl. HMUELV (2009). Für die Genehmigung der Mitbehandlung weiterer Substrate zur Co-Vergärung bedarf es allerdings einer Erweiterung der vorhandenen Genehmigung. In Tabelle 7 werden sowohl Vorteile als auch Risiken einer kombinierten Klärschlammbehandlung aufgeführt.

Tabelle 7: Vorteile und Risiken der kombinierten Klärschlammfaulung, vgl. Schmelz (2000)

Vorteile	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vorhandener Standort ▪ Vorhandene Infrastruktur ▪ Schnelle Umsetzbarkeit ▪ Personalverfügbarkeit ▪ Fachkenntnis des Personals ▪ Geringe Geruchsemission ▪ Kleiner Flächenverbrauch ▪ Verbesserung der Energiebilanz ▪ Verbesserung der Produktqualität ▪ Verbesserung der Faulraumnutzung ▪ Verbesserung der Wirtschaftlichkeit 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Rechtsunsicherheit hinsichtlich Genehmigung und Verwertung ▪ Substratvorbehandlung ▪ Kapazität und Stabilität des Faulbehälterbetriebs ▪ Kapazität der Kläranlage: <ul style="list-style-type: none"> - Gasbehandlung - Faulschlammmentwässerung - Rückbelastung ▪ Qualität des Kläranlagenablaufs ▪ Verwertung des Gärprodukts

Durch die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung findet sowohl eine Beeinflussung des Faulprozesses als auch der vor- und nachgeschalteten Behandlungsstufen statt. Eine Realisierung ist nur sinnvoll, wenn die Mitbehandlung von Co-Substraten keine Beeinträchtigung der betroffenen Behandlungsstufen hervorruft, die entweder ein direktes Ausschlusskriterium darstellt oder aus wirtschaftlichen Gründen nicht empfehlenswert ist. In diesem Kapitel wird der aktuelle Stand der Wissenschaft zu den angeführten Vorteilen der Co-Vergärung und den damit einhergehenden Risiken dargestellt. Auf das Aufkommen der freien Faulraumkapazitäten wird in Kapitel 2.3.1 eingegangen. Die rechtlichen Rahmenbedingungen sowie die daraus resultierenden Anforderungen an Co-Substrate und deren Mitbehandlung in der Klärschlammfaulung werden in den Kapiteln 2.3.2 und 2.3.3 erläutert.

Hierbei handelt es sich einerseits um Anforderungen an die Eigenschaften von Co-Substraten und andererseits um Anforderungen an die Substratvorbehandlung. Abschließend werden in Kapitel 2.3.4 verschiedene Co-Substrate definiert und anhand ihrer organischen Zusammensetzung und ihrem Abbauverhalten mit Rohschlamm verglichen.

2.3.1 Freie Faulraumkapazitäten

Untersuchungen haben gezeigt, dass die Faulraumkapazitäten von Kläranlagen vielerorts nicht ausgelastet sind. Dies wurde durch zeitabhängige Veränderungen der jeweiligen Einzugsgebiete, technische Fortschritte und/oder Überdimensionierungen hervorgerufen. Während in Zeiten mit hohem Entsorgungsbedarf ein Ausbau von Behandlungsanlagen in Deutschland stattfand, reduzierte sich dieser Bedarf in Folge rückläufiger regionaler Bevölkerungsentwicklungen und Strukturwandel in Industrie und Gewerbe, vgl. Schmelz (2000) und Roos (2008). Auch die stetige Weiterentwicklung und Verbesserung der Klärschlamm-eindickung bewirkte, aufgrund höherer Feststoffgehalte des zu behandelnden Klärschlammes, einen geringeren Faulraumbedarf, vgl. DWA (2007). Vielfach fand eine Anhebung der Faulzeit in dem Maße statt, dass der vorhandene Faulraum mit der anfallenden Schlammproduktion aus der Abwasserbehandlung ausgenutzt wird. Dies wird mit den Ergebnissen mehrerer unabhängiger Erhebungen zur Faulzeit in Tabelle 8 verdeutlicht, vgl. Schmelz (2000), Braun & Wellinger (2002) und Bischofberger et al. (2005).

Tabelle 8: Erhebungen zur Faulzeit von Faulungsanlagen, vgl. Schmelz (2002)

Erhebungs- umfang *	Bandbreite Faulzeit	mittlere Faulzeit	mittlere, freie Kapazität **	Quellen
206	10-80 d	39 d	49 %	Loll (1981)
57	9-50 d	28 d	29 %	Kapp (1984)
81	12-101 d	36 d	44 %	Schmelz (1998)
96	12-60 d	29 d	31 %	Schierholt (1999)
72	10-60 d	29 d	31 %	Wendler et al. (2000)

* Anzahl der untersuchten Anlagen;

** Anteil des Faulraums, der durch eine Verkürzung der Faulzeit auf 20 d resultiert

Um das Erreichen der Ziele der Klärschlammstabilisierung gewährleisten zu können, ist in aller Regel eine Faulzeit von 20 Tagen ausreichend, vgl. Kapitel 2.1.2.2. Die tägliche Beschickungsmenge ergibt sich aus dem Faulbehältervolumen und der Faulzeit, vgl. Kapitel 2.2.2. Durch eine entsprechende Verkürzung der in Tabelle 8 aufgeführten mittleren Faulzeiten können erhebliche Anteile freier Faulraumkapazitäten aufgezeigt werden, die grundsätzlich für eine Mitbehandlung von Co-Substraten zur Verfügung stehen. Eine weitere Ausdehnung der Kapazität kann durch eine Erhöhung des Feststoffgehalts von Rohschlamm und damit der Raumbelastung erreicht werden, da diese mit einer Volumenreduzierung einhergeht. Das Potential einer stärkeren Eindickung ist hierbei im Einzelfall zu prüfen, vgl. Schmelz (2000).

Abschätzungen von Roos (2008) weisen auf Kapazitätsreserven der Faulbehälter in Deutschland von rd. 750.000 m³ hin. Bedingt durch fehlende statistische Erhebungen kann keine exakte Bestimmung vorgenommen werden. Pro Einwohner fallen in Deutschland jährlich rd. 90-100 kg Bioabfall an, wovon etwa die Hälfte (rd. 4.000.000 Mg/a) über die separate Bioabfallsammlung erfasst wird. Bei einem Einsatz von beispielsweise rd. 3 Mio. Mg Biomüll/a in der Klärschlammfaulung könnten zusätzlich rd. 1.000 GWh Strom pro Jahr produziert werden. Ausgehend von einem spezifischen Stromverbrauch von rd. 2.000 kWh/(E·a) entspräche dies einer Stromversorgung von rd. 0,5 Mio. Einwohnern, vgl. Roos (2008) und Zeig et al. (2011). Inwiefern die jeweilige freie Kapazität vollständig zur Co-Vergärung genutzt werden kann, ist, solange kein allgemeingültiger Bemessungsansatz für die Klärschlammfaulung und die Mitbehandlung von Co-Substraten zur Verfügung steht (vgl. Kapitel 2.2.2), im Einzelfall zu prüfen. Neben der Faulraumkapazität sind eine Vielzahl an Einflussfaktoren vorab zu beachten, um Beeinträchtigungen des Stabilisierungsprozesses zu vermeiden, vgl. Bischofsberger et al. (2005) und DWA (2009). Welcher der Einfluss- bzw. Bemessungsparameter zur Bewertung der freien Faulraumkapazität den limitierenden Faktor darstellt, ist bislang ungeklärt. Aus diesem Grund stellt diese Fragestellung einen der Schwerpunkte dieser Arbeit dar.

2.3.2 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Mitbehandlung von Co-Substraten auf kommunalen Kläranlagen stellt ein kompliziertes Vorschriftenkonstrukt aus mehreren Rechtsdisziplinen (Wasser-, Abfall-, Bau-, Veterinärrecht, Immissionsschutz und Landwirtschaft) dar, vgl. Reißig (2010). Als Hilfestellung für Anlagenbetreiber und Behörden wurden bislang vereinzelt auf Landesebene Arbeitshilfen oder Merkblätter von qualifizierten Arbeitsgruppen erstellt, vgl. MUNLV (2001), DWA (2009), HMUELV (2009). Eine einheitliche rechtliche Regelung für alle Bundesländer konnte bisher noch nicht getroffen werden.

Die Zulassung von Abwasserbehandlungsanlagen und im Speziellen der Klärschlammfaulung unterliegt dem Wasserrecht. Die Einleitung von Abwasser wird in § 10 und § 11 (Kapitel 2 WHG) und die Errichtung und der Betrieb von Abwasseranlagen werden in Abschnitt 2 des Wasserhaushaltsgesetzes (Kapitel 3 WHG) geregelt, vgl. HMUELV (2009), DWA (2005) und MUNLV (2001). Bei der Mitbehandlung von Co-Substraten ist in der Regel die bestehende wasserrechtliche Zulassung anzupassen, was eine Ergänzung der jeweiligen Co-Substrate als Einsatzstoffe in der Betriebszulassung bzw. der Einleitererlaubnis bedingt. In diesem Zusammenhang sind durch die Co-Substrate bestimmte Anforderungen zu erfüllen, um eine Beeinträchtigung des Kläranlagenbetriebs zu vermeiden, vgl. DWA (2009). Auf diese Anforderungen wird in Kapitel 2.3.3 im Detail eingegangen.

Der Kläranlagenbetreiber übernimmt im Rahmen der Co-Vergärung die zusätzliche Funktion eines Abfallentsorgers und die damit verbunden Überlassungspflichten nach Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) und der Nachweisverordnung (NachwV), vgl. BLfU (2011), DWA (2005) und MUNLV (2001). Der Umfang der zu berücksichtigenden rechtlichen Regelungen wird somit durch die Verknüpfung der Abwasser- und Abfallbehandlung erweitert. Hinsichtlich baulicher Maßnahmen, die bzgl. der Annahme, Vorbehandlung und Speicherung von Co-Substraten notwendig sind, sind die Vorgaben nach Bundesbaugesetz (BauGB) bzw. Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) zu beachten und die zuständige

Wasserbehörde ist zu benachrichtigen, vgl. HMuENLV (2009). Des Weiteren ist den Anforderungen an die hygienisierende Behandlung von Bioabfällen nach § 3 BioAbfV durch den Entsorgungsträger Rechnung zu tragen, vgl. DWA (2009). Die Anforderungen an die hygienisierende Behandlung von Bioabfällen zur Gewährleistung der seuchen- und phytohygienischen Unbedenklichkeit werden in Anlage 2 der Bioabfallverordnung konkretisiert. Auf die hygienischen Anforderungen an Co-Substrate nach BioAbfV (2012) und EU-Richtlinie EG 1069 (2009) wird ebenfalls in Kapitel 2.3.3 näher eingegangen.

Die Verwertung des Gärrückstands wird je nach Verwertungsart durch verschiedene Verordnungen geregelt. Während für die Verwertung in der Landwirtschaft, im Gartenbau und in forstwirtschaftlich genutzten Böden die Klärschlammverordnung (AbfKlärV), die Düngeverordnung (DüV) und die Düngemittelverordnung (DüMV) beachtet werden müssen, sind bei der Verwertung im Landschaftsbau die Klärschlammverordnung und die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) relevant. Des Weiteren beinhaltet die Anlage 1 der Bioabfallverordnung eine Positivliste über Co-Substrate, die bei einer Einhaltung der Grenzwerte der Verordnung für die Verwertung des Gärrückstandes unbedenklich sind. Im Rahmen einer thermischen Behandlung von Gärrückständen können die Hygieneanforderungen in Abstimmung mit der zuständigen Genehmigungsbehörde verringert werden. Die thermische Behandlung kommt vor allem dann zum Einsatz, wenn Gärrückstände für eine landwirtschaftliche oder landschaftsbauliche Verwertung ungeeignet sind, da eine Deponierung nach Deponieverordnung (DepV) nicht mehr zulässig ist, vgl. DWA (2009).

Im Einzelfall ist die Genehmigung für die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung mit der jeweilig zuständigen Behörde zu diskutieren, da sich die rechtlichen Regelungen in Abhängigkeit vom jeweiligen Bundesland unterscheiden können. Des Weiteren liegen Entscheidungen, für die keine eindeutigen rechtlichen Regelungen vorliegen, im Ermessen der jeweiligen Behörde, vgl. DWA (2009). Neben den Regelungen zur Genehmigung der Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung können hinsichtlich der Vergütung der Stromeinspeisung aus erneuerbaren Energiequellen das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) und damit die Biomasseverordnung (BiomasseV) für Kläranlagenbetreiber eine wichtige Rolle spielen. Die Kostenverteilung der technischen Einrichtungen zur Stromeinspeisung zwischen dem Anlagen- und dem Netzbetreiber wird im EEG geregelt. In der Biomasseverordnung wird der Begriff der Biomasse definiert und die für den Anwendungsbereich des EEG anerkannten Stoffe und technischen Verfahren zur Stromerzeugung festgelegt. Aufgrund der Vielzahl an relevanten Gesetzen und Verordnungen zur Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung sowie deren Querverweisen stellen Fachpublikationen und Regelwerke nützliche Hilfestellungen zur Schaffung eines Überblicks dar, vgl. MuNLV (2001), DWA (2005), VDI (2006), DWA (2009), HMuELV (2009) und BIfU (2011).

2.3.3 Anforderungen im Rahmen der Co-Vergärung

Die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung unterliegt generell mehreren Restriktionen, um die Hauptfunktion der Klärschlammbehandlung nicht zu beeinträchtigen. Die Hauptfunktion der Klärschlammbehandlung stellt die Verminderung der biologischen Aktivität (Stabilisierung, Verminderung von Geruch und Keimbelastung) des in der

Abwasserbehandlung anfallenden Schlammes dar. Damit einhergehend sollen eine Verbesserung der Entwässerbarkeit des Schlammes und eine Verringerung des Faulschlammvolumens zur Reduzierung der Verwertungs- bzw. Entsorgungskosten erzielt werden. Zudem wird durch die Produktion und Behandlung von Biogas eine Gewinnung von Energie in Form von Wärme und Strom angestrebt, vgl. Kapitel 2.2. Generell können durch den Einsatz von Co-Substraten freie Faulraumkapazitäten genutzt und eine Steigerung der Energiegewinnung erzielt werden. In diesem Zusammenhang sind allerdings spezielle Anforderungen an die Beschaffenheit und Abbaubarkeit von Co-Substraten zu erfüllen, um sowohl negative Auswirkungen auf den Faulungsbetrieb als auch auf die Qualität des Kläranlagenablaufs und des produzierten Klärschlammes zu vermeiden. Diese Anforderungen können zusätzliche technische Anforderungen an die involvierten Behandlungsstufen bedingen.

2.3.3.1 Anforderungen an die Eigenschaften von Co-Substraten

Damit der Stabilisierungsprozess in der Klärschlammbehandlung durch den Einsatz von Co-Substraten nicht negativ beeinflusst wird, sollten Co-Substrate zu mindestens 50 % aus Organik bestehen und deren Abbaubarkeit bei mindestens 50 % liegen, vgl. MUNLV (2001). In Ausnahmefällen können diese Werte unterschritten werden, wenn das jeweilige Substrat aufgrund seiner Beschaffenheit (Nährstoffgehalt, strukturgebendes Material etc.) besonders förderlich für den Abbauprozess ist, vgl. DWA (2009). Um die Pumpfähigkeit der Substratmischung sicherzustellen, ist eine Erhöhung der Feststoffkonzentration durch den Einsatz von Co-Substraten nur begrenzt möglich. Es werden Trockenrückstände von 6-8 % (maximal 14 %) empfohlen. In Abhängigkeit von der Beschaffenheit der Co-Substrate kann es jedoch zu Ausnahmen kommen, da bspw. stark fetthaltige Schlämme auch bei höheren Trockenrückständen pumpfähig sind. Die Pumpfähigkeit und Emulgierbarkeit sind im Einzelfall vorab zu prüfen, vgl. MUNLV (2001) und DWA (2009). Vor dem Hintergrund eines stabilen Abbauprozesses sind zu hohe Fettanteile zu vermeiden, da die Faulzeit aufgrund der vergleichsweise langsamen Hydrolyse von Fetten verlängert wird, vgl. Kapitel 2.2.4.1. Des Weiteren kann es zu wachstumslimitierenden Nährstoffdefiziten kommen, da Fette hohe Kohlenstoffanteile aufweisen, für deren Abbau Spuren- und Nährstoffe essentiell sind, vgl. Mudrack & Kunst (2003), DWA (2009) und Kübler et al. (2009).

Im Gegensatz zu positiven Substrateinflüssen durch enthaltene Mikro- und Makronährstoffe können negative Einflüsse vom Schadstoffgehalt der Substrate (wie Schwermetalle, chlorierte Kohlenwasserstoffe, Tenside und Pharmazeutika) ausgehen. Ab einer bestimmten Konzentration kann die toxische Wirkung der Schadstoffe einerseits eine Hemmung des Abbauprozesses hervorrufen und andererseits die Qualität und Verwertbarkeit des Gärrückstands beeinträchtigen. Durch den Abbauvorgang (Reduzierung des Feststoffgehalts) liegen nicht abbaubare Schadstoffe der Ausgangssubstrate im Gärrückstand bzw. im Schlammwasser in erhöhter Konzentration vor. Zudem sind Co-Substrate mit hohen Schwefelanteilen zu berücksichtigen, die eine Bakterienhemmung durch erhöhte Schwefelwasserstoffkonzentrationen hervorrufen können. Um einer solchen Entwicklung entgegenzuwirken, stellt die Zugabe von Eisensalzen eine effektive Maßnahme dar, vgl. Kapitel 2.1.2.5. Um Beeinträchtigungen der Durchmischung oder der Beschickung sowie die Bildung von Schwimmdecken zu vermeiden, sind Störstoffe bzw. inerte Bestandteile vorab zu entfernen, vgl. MUNLV (2001).

Bioabfälle, wie bspw. Küchen- und Kantinenabfälle, können Kunststoff-, Glas- und Metallteile sowie Knochen beinhalten, während die Beschaffenheit von Fäkalschlämmen meist durch Sand- und Steinanteile geprägt ist. Eine Abtrennung kann einerseits intern durch eine vorgeschaltete Substrataufbereitung oder von Seiten des Substratzulieferers realisiert werden, vgl. DWA (2009). Die Partikelgröße der zu behandelnden Substratmischung ist sowohl hinsichtlich der Abbaurate als auch des Entwässerungsaufwands relevant. Mit Verringerung der Partikelgröße steigt die Abbaugeschwindigkeit, was in Verbindung mit geringen Faulzeiten einen wichtigen Aspekt für die Stabilisierung darstellt. Demgegenüber steigt der Entwässerungsaufwand mit dem Zerkleinerungsgrad des zu behandelnden Substrats an, vgl. Kapitel 2.2.5.2. Eine Verbesserung der Entwässerbarkeit kann durch eine kontrollierte Zugabe von Strukturmaterialien (hoher Ligningehalt) erzielt werden. Dies ist vor dem Hintergrund einer guten Abbaubarkeit abzuwägen, vgl. DWA (2009). Neben einer Charakterisierung der genannten Substrateigenschaften sind Vorgärversuche im labor- oder halbertechnischen Maßstab empfehlenswert, um sowohl die fördernden als auch die hemmenden Eigenschaften von Co-Substraten auf den Abbauprozess bewerten zu können, vgl. MUNLV (2001), DWA (2009) und HMUELV (2009).

2.3.3.2 Hygieneanforderungen

Die hygienische Unbedenklichkeit stellt eine weitere Anforderung an Co-Substrate dar, die in der Klärschlammfaulung mitbehandelt werden. Um eine kontrollierte Behandlung biogener Co-Substraten, die Viren, Pilze, Bakterien und Parasiten beinhalten können, sicherzustellen, sind Hygienierisiken während aller Behandlungs- und Entsorgungsstufen einzudämmen, vgl. MUNLV (2001). In Kapitel 2.3.2 wurde auf die rechtlichen Vorgaben zur Co-Vergärung eingegangen. Hinsichtlich der Hygieneanforderungen, die der Wahrung der Gesundheit von Menschen und Tieren sowie der Vermeidung von Pflanzen- und Bodenschäden dienen, sind die Vorgaben der Bioabfallverordnung und in Abhängigkeit vom jeweiligen Co-Substrat die Verordnung über tierische Nebenprodukte (vgl. EG 1069 (2009)) zu beachten. Die Anforderungen können durch unterschiedliche Maßnahmen im Rahmen einer Vor- oder Nachbehandlung, der Auslegung des Faulungsprozesses sowie der nachgelagerten Entsorgung erfüllt werden. Bezüglich einer Vor- oder Nachbehandlung nach BioAbfV (2012) stellt die Pasteurisierung (bei 70 °C über 1 h) eine geeignete Maßnahme dar. Durch die anaerobe Behandlung unter thermophilen Bedingungen und ausreichender Faulzeit (bei 55°C über 24 h und Faulzeit > 20 d) kann ebenfalls eine Hygienisierung der Substratmischung nach BioAbfV (2012) erzielt werden, vgl. DWA (2009). Des Weiteren sind im Falle einer landwirtschaftlichen Verwertung Anforderungen an die Ausbringungstechnik bzw. im Falle anderer nachgelagerter Entsorgungsoptionen Anforderungen an die Verfahrenstechnik zu beachten. In Abhängigkeit von den jeweilig zu behandelnden Co-Substraten und der geplanten Entsorgung der Gärückstände unterscheiden sich die einzuhaltenden Anforderungen. Rein pflanzliche Bioabfälle aus der getrennten häuslichen Abfallsammlung unterliegen den Hygieneanforderungen nach der Bioabfallverordnung (§ 3 und Anlage 2 BioAbfV). Bei Bioabfällen, die tierische Nebenprodukte enthalten, sind zusätzlich die Regelungen der Europäischen Verordnung EG 1069 (2009) zu beachten. Die Verordnung schreibt eine Kategorisierung in drei Stufen vor, wobei Kategorie 1 das höchste Hygienierisiko besitzt.

- Substrate der Kategorie 1 (ganze Tierkörper und alle Körperteile, einschließlich Häute und Felle ausgewählter Tiere) eignen sich nicht für eine Mitbehandlung in Co-Vergärungsanlagen und sind einer Verbrennung zuzuführen, vgl. EG 1069 (2009).
- Substrate der Kategorie 2 (ausgewählte tierische Nebenprodukte) sind vor einer Mitbehandlung in Co-Vergärungsanlagen auf 50 mm zu zerkleinern und bei 133 °C und mind. 3 bar 20 Minuten vorzubehandeln, vgl. EG 1069 (2009).
- Bioabfälle aus der Gastronomie (Küchen- und Kantinenabfälle) sowie überlagerte Lebensmittelreste sind der Kategorie 3 zuzuordnen, vgl. Artikel 10 f) und p) Verordnung (EG) 1069 (2009). Substrate der Kategorie 3 sind vor einer Mitbehandlung in Co-Vergärungsanlagen auf 12 mm zu zerkleinern und bei 70 °C 60 Minuten vorzubehandeln (Hygienisierung), vgl. DWA (2009).

Die Vorgaben für weitere biogene Co-Substrate sind im Einzelfall anhand der aktuellen Rechtsprechung zu prüfen. Findet auf Kläranlagen eine thermische Klärschlammmentsorgung statt, sind die Hygienevorschriften nach nationalem und europäischem Recht zu beachten. In der Regel werden diese durch das thermische Behandlungsverfahren erfüllt. Des Weiteren sind hinsichtlich der Lagerung, der Behandlung und des Transports von Substraten Vorgaben zum Arbeits- und Seuchenschutz zu berücksichtigen, vgl. DWA (2009).

2.3.3.3 Technische Anforderungen an die Substratvorbehandlung

Die Beschaffenheit von Co-Substraten wird durch unterschiedliche Aspekte wie Partikelgröße, Störstoffe, Pumpfähigkeit, Abbaubarkeit, Nährstoff-, Fett- und Schadstoffgehalt geprägt. Dementsprechend ergeben sich unterschiedliche technische Anforderungen an die Substratvorbehandlung, die im Rahmen einer Mitbehandlung in der Klärschlammfaulung beachtet werden müssen, vgl. Kapitel 2.3.3.1 und 2.3.3.2. Die Vorbehandlungsstufen sind unter anderem davon abhängig, ob feste, flüssige oder bereits vorbehandelte Co-Substrate zur Mitbehandlung in Kläranlagen angeliefert werden, vgl. Tabelle 9.

Tabelle 9: Vorbehandlung von Co-Substraten, vgl. MUNLV (2001) und DWA (2009)

Funktion	feste Substrate	flüssige Substrate
Annahme	Flachbunker (geschlossene Halle)	Annahmeschacht Zwischenspeicher
Grobzerkleinerung	Schraubenmühle, Mazerator, Schneidscheibenmühle	
Stoffflöser	Pulper	
Störstoffabtrennung	Schwimm-/Sinktrennung	Rechen/Sieb (< 8 mm)
Schwerstoffabscheider	Hydrozyklon	
Hygienisierung	in Abhängigkeit vom Substrat	
Speichertank	gleichmäßigen Substratdosierung, in Abhängigkeit vom Substrat mit Umwälzung und/oder Beheizung	

Flüssige Co-Substrate werden per Tankwagen angeliefert und direkt der vorgesehenen Annahmestelle zugeführt. Zur Störstoffabtrennung können Rechen oder Siebe zum Einsatz kommen. Zwischen der Substratvorbehandlung und dem Faulbehälter wird ein Speichertank zwischengeschaltet, um eine gleichmäßige Substratdosierung ermöglichen zu können. Eine Beheizung des Speichertanks kann besonders bei fetthaltigen Substraten sinnvoll sein, um den Pumpvorgang eines homogenen Substrats zu begünstigen. Des Weiteren ist ein integriertes Rührwerk zu empfehlen, um ein Absetzen von Feststoffen zu vermeiden, vgl. MUNLV (2001) und DWA (2009). Je nach Beschaffenheit des Co-Substrats ist eine Hygienisierungsstufe vorzusehen. Bei der Vorbehandlung von feststoffhaltigen Co-Substraten sind zusätzliche Zerkleinerungs- und Abtrennungseinheiten vorzusehen. Der Umfang der Substratvorbehandlung steigt mit der Inhomogenität der jeweiligen Co-Substrate. Bioabfälle, wie Inhalte der Biotonne oder Markt- und Restaurantabfälle, werden beispielsweise per Müllfahrzeug angeliefert. Zur Reduzierung von Geruchsemissionen sind die Abfälle in einer geschlossenen Halle anzunehmen und aufzubereiten. Nach einer Grobzerkleinerung werden die Substrate über ein Magnetband zur Metallabscheidung der Störstoffabtrennung zugeführt. Im Falle von überlagerten Lebensmittelresten ist ggf. gesondert auf die Abtrennung von Verpackungen zu achten. In Abhängigkeit vom zu behandelnden Substrat wird der Störstoffabtrennung ein Störstofflöser vor- bzw. ein Schwerstoffabscheider nachgeschaltet. Hinsichtlich der Hygienisierung und Speicherung ist analog zur Behandlung von flüssigen Substraten zu verfahren, vgl. MUNLV (2001), Seiler (2004) und DWA (2009).

2.3.4 Definition und Charakterisierung von Substraten

Bei der Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung handelt es sich um einen anaeroben Abbauprozess, bei dem ein Hauptsubstrat (Rohschlamm) mit einem oder mehreren Co-Substraten vergoren wird, vgl. VDI (2006). Rohschlamm setzt sich je nach betreffender Abwasserbehandlungsanlage aus Primär-, Sekundär- und ggf. Tertiärschlamm zusammen. Die Zusammensetzung der Schlämme ist von der Zusammensetzung des Abwassers und der Betriebsweise der mechanischen und biologischen Behandlungsstufen abhängig, vgl. Bischofsberger et al. (2005). Im Vergleich zu Sekundärschlamm (Überschussschlamm), der am Ende der biologischen Behandlungsstufe (Nachklärung) abgezogen wird, stellt Primärschlamm, der bereits in der Vorklärung entsteht, ein deutlich inhomogeneres Substrat mit einer breiteren Partikelgrößenverteilung und einem höheren organischen Feststoffanteil dar, vgl. ATV (1996), Kopp (2001). Für einen optimalen Faulungsbetrieb stellt die Kenntnis über das anfallende Schlammvolumen und dessen Zusammensetzung eine wichtige Voraussetzung dar. Hierzu können vorhandene Betriebsdaten herangezogen werden, die die spezifischen Substrateigenschaften der jeweiligen Einzugsgebiete der Anlage wiedergeben. Alternativ bzw. ergänzend können Erfahrungswerte aus der Literatur genutzt werden, was besonders im Rahmen von Betriebsumstellungen oder Veränderungen im Zulauf zu empfehlen ist, vgl. ATV (1996), DWA (2004a) und Bischofsberger et al. (2005). Die Abbaubarkeit der organischen Substanz von Primärschlamm liegt mit 45-65 % deutlich über der von Überschussschlamm (30-40 %), vgl. DWA (2000b). Das Abbauverhalten von Rohschlämmen ist somit von den Mischungsanteilen von Primär- und Überschussschlamm abhängig, aus denen der Rohschlamm zusammengesetzt ist. Die Tatsache, dass sich bereits Primär- und Überschussschlämme, die aus demselben Abwasser entstehen, in ihrer Beschaffenheit, organischen

Zusammensetzung, Abbaubarkeit und anschließenden Entwässerbarkeit unterscheiden, lässt darauf schließen, dass die Eigenschaften von Co-Substraten unterschiedlicher Art und Herkunft ebenfalls Unterschiede aufweisen können.

Das Co-Substratspektrum erstreckt sich in Abhängigkeit von der Art und Herkunft über flüssige und feste, homogene und heterogene Substrate. Ihr Abbauverhalten und die entsprechende Biogasausbeute werden durch die Konsistenz und Zusammensetzung aus Energieträgern, Nähr-, Schad- und Störstoffen beeinflusst, vgl. Kapitel 2.2.4.1 und 2.1.2. Man unterscheidet generell zwischen Abwässern, Abfällen und nachwachsenden Rohstoffen, vgl. VDI (2006). Im Rahmen der kombinierten Klärschlammfaulung werden neben Fettabscheiderückständen und Fäkalschlämmen üblicherweise vergärbare Bioabfälle in der anaeroben Stufe mitbehandelt, die den in Kapitel 2.3.3 beschriebenen Anforderungen entsprechen bzw. vor der Zugabe in den Faulbehälter aufbereitet werden. Zur Kategorisierung von Co-Substraten kann das Europäische Abfallverzeichnis herangezogen werden, das Abfälle mit Hilfe eines sechststelligen Schlüsselsystems in unterschiedliche Kapitel (ersten zwei Ziffern), Gruppen (dritte und vierte Ziffer) und Abfallarten (letzten beiden Ziffern) einteilt, vgl. AVV (2001) und Tabelle 10.

Tabelle 10: Auszug aus dem Europäischen Abfallverzeichnis der AVV (2001)

Abfallschlüssel	Abfallbezeichnung
02	Abfälle aus Landwirtschaft, Gartenbau, ... sowie der Herstellung und Verarbeitung von Nahrungsmitteln
02 03	Abfälle aus der Zubereitung und Verarbeitung von Obst, Gemüse, Getreide, Speiseölen, Kakao, Kaffee, Tee und Tabak...
02 03 04	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe
20	Siedlungsabfälle getrennt gesammelter Fraktionen
20 03	andere Siedlungsabfälle
20 03 01	gemischte Siedlungsabfälle
20 03 02	Marktabfälle
20 03 04	Fäkalschlamm

In der Literatur variieren die Definitionen, Bezeichnungen und Zuordnungen von Abfallschlüsseln unterschiedlicher Substrate, was teilweise zu Unklarheiten führt. Bioabfall wird nach der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates als „biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle, Nahrungs- und Küchenabfälle aus Haushalten, aus dem Gaststätten- und Cateringgewerbe und aus dem Einzelhandel sowie vergleichbare Abfälle aus Nahrungsmittelverarbeitungsbetrieben“ definiert und ist somit den Kapiteln 02 und 20 übergeordnet, vgl. AVV (2001). Dennoch wird dieser Begriff zum Teil in der Literatur zur Bezeichnung gemischter Siedlungsabfälle (Abfallschlüssel 200301) verwendet, vgl. MUNLV (2001) und Roos (2008). Eine ausführliche Aufstellung mit Angaben zur organischen Zusammensetzung, Abbaubarkeit und Biogasausbeute von Co-Substraten, die in kommunalen Kläranlagen, Bioabfallvergärungsanlagen oder landwirtschaftlichen Biogasanlagen

Verwendung finden, ist Anhang 3 zu entnehmen, vgl. KTBL (1998), MUNLV (2001), KTBL (2005), BayLfU (2007), DWA (2009). In Tabelle 11 werden verschiedene, für die Mitbehandlung in der kommunalen Klärschlammfaulung relevante Co-Substrate charakterisiert. Zudem beinhaltet Tabelle 11 eine Übersicht über die organische Zusammensetzung und das Abbauverhalten von Primär-, Überschuss- und damit Rohschlamm, die das Hauptsubstrat der kommunalen Klärschlammfaulung darstellen.

Tabelle 11: Organische Zusammensetzung und Abbaubarkeit ausgewählter Substrate

Substrate	Abfall-schlüssel	TR [%]	GV [g/100 g TR]	η oTR [%]
Primärschlamm		2-8 ¹	65-75 ²	45-65 ²
Überschussschlamm		5-10 ³	55-70 ²	30-40 ^{2,4,5,6}
Rohschlamm		4-9 [*]	60-73 [*]	38-53 [*]
Fettabscheiderückstände	02 02 04	2-70 ^{7,8}	25-99 ^{7,8}	95 ⁸
Überlagerte Lebensmittelreste	02 03 04	22 ⁸	87-90 ⁸	87 ⁹
Küchen- und Kantinenabfall	20 01 08	9-37 ^{7,8,10}	74-98 ^{7,8,10}	93 ⁸
Gemischter Siedlungsabfall	20 03 01	40-75 ^{7,8,10}	30-70 ^{7,8,10}	70 ⁸
Marktabfall	20 03 02	5-20 ^{7,8}	76-90 ^{7,8}	74 ⁸
Fäkalschlamm	20 03 04	1-5 ^{11,13}	60-75 ^{11,13}	11-33 ^{11,12}

¹ DWA (2004b); ² DWA (2000b); ³ Scheer & Urban (2010), abhängig vom Eindickgrad;

⁴ Kapp (1984); ⁵ Roediger et al. (1990); ⁶ Bischofsberger et al. (2005);

⁷ DWA (2009); ⁸ MUNLV (2001); ⁹ Zeig et al. (2012b); ¹⁰ KTBL (2009);

¹¹ Pöpel et al. (1998); ¹² Seiler (2004); ¹³ DWA (2006)

* Verhältnis von Primärschlamm zu Überschussschlamm (1:1)

Im Vergleich zu Co-Substraten liegen die organische Zusammensetzung und das Abbauverhalten von Rohschlamm in vergleichsweise schmalen Schwankungsbereichen. Während Fettabscheiderückstände, überlagerte Lebensmittelreste, Küchen- und Kantinenabfälle sowie Marktabfälle Co-Substrate mit vergleichsweise hoher Abbaubarkeit darstellen, handelt es sich bei Fäkalschlamm um ein Co-Substrat mit vergleichsweise niedriger Abbaubarkeit.

Fettabscheiderückstände

Fettabscheiderückstände stellen Schlämme betriebseigner Abwasserbehandlungen dar und besitzen den Abfallschlüssel 020204, vgl. MUNLV (2001). Sie sind somit der Gruppe 0202 (Abfälle aus der Zubereitung und Verarbeitung von Fleisch, Fisch und anderen Nahrungsmitteln tierischen Ursprungs) untergeordnet, vgl. Roos (2008). Der organische Feststoffanteil von Fettabscheiderückständen, der zu rd. 95 % abbaubar ist, variiert von 25-99 %, vgl. MUNLV (2001) und DWA (2009). Bei fetthaltigen Co-Substraten kann eine Erwärmung im Rahmen der Vorbehandlung für den Pumpvorgang der Beschickung und die Einmischung in den Faulschlamm vorteilhaft sein, vgl. Kapitel 2.3.3.3.

Überlagerte Lebensmittelreste

Kapitel 2 des Europäischen Abfallverzeichnisses beinhaltet in den Gruppen 0203 bis 0207 überlagerte Nahrungsmittel, vgl. Roos (2008). Nach MUNLV (2001) werden entpackte überlagerte Lebensmittelreste dem Abfallschlüssel 020304 (für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe) zugeordnet. Der organische Feststoffanteil, der im Mittel zu rd. 87 % abbaubar ist, liegt in einem Bereich von 87-90 %, vgl. MUNLV (2001). Es ist sicherzustellen, dass keine Verpackungen in dem aufbereiteten Substrat vorhanden sind, um die Stabilität des Beschickungs- und Abbauprozesses nicht zu beeinträchtigen, vgl. Kapitel 2.3.3.3.

Küchen- und Kantinenabfälle

Küchen- und Kantinenabfälle werden unter dem Abfallschlüssel 200108 den Siedlungsabfällen (Kapitel 20) getrennt gesammelter Fraktionen (Gruppe 2001) zugeordnet. In der Literatur wird synonym der Begriff Speiseabfälle verwendet, vgl. Roos (2008). Der organische Feststoffanteil von Küchen- und Kantinenabfällen, der zu rd. 93 % abbaubar ist, variiert von 74-98 %, vgl. MUNLV (2001), DWA (2009) und KTBL (2009). Seit 1.11.2006 werden Küchen- und Speiseabfälle nicht mehr als Futtermittel für die Schweinemast zugelassen, vgl. Roos (2008) und EG 1069 (2009, Artikel 11). Eine Mitbehandlung in der kommunalen Klärschlammfaulung zur Steigerung der Biogasausbeute wird somit begünstigt.

Marktabfälle

Marktabfälle werden unter dem Abfallschlüssel 200302 ebenfalls den Siedlungsabfällen (Kapitel 20) unter der Gruppe 2003 (andere Siedlungsabfälle) zugeordnet. In der Literatur wird synonym der Begriff Gemüseabfälle verwendet, vgl. MUNLV (2001). Der organische Feststoffanteil von Marktabfällen, der zu rd. 74 % abbaubar ist, liegt in einem Bereich von 76-90 %, vgl. MUNLV (2001) und DWA (2009). Die etwas geringere Abbaubarkeit von Marktabfällen im Vergleich zu Küchen- und Kantinenabfällen kann auf einen geringeren Fettgehalt bzw. einen höheren Proteingehalt zurückgeführt werden, vgl. Kapitel 2.2.4.1.

Fäkalschlämme

Fäkalschlämme aus Kleinkläranlagen, Sammelgruben und Trockenaborten werden im Abfallverzeichnis mit dem Abfallschlüssel 200304 definiert, vgl. AVV (2001). Die Beschaffenheit und Menge von Fäkalschlämmen ist vom Grubenvolumen, der Art der Entnahme und der Entleerungshäufigkeit abhängig, vgl. Bischofsberger et al. (1987) und DWA (2006). Fäkalschlamm kann in Abhängigkeit vom Verfahren der Grubenentleerung unterschiedliche Mengen an Steinen, Sand, Textilien und weiteren Störstoffen enthalten, die vor der Zugabe in den Schlammstrom mechanisch entfernt werden müssen, vgl. ATV (1985). Bei der Beurteilung von Fäkalschlämmen stellt die Lagerungsdauer (Entleerungsintervall) des jeweiligen Schlamms den wichtigsten Einflussfaktor auf die organische Zusammensetzung und das Abbauverhalten dar. Der Feststoffgehalt und der Anteil an schwer abbaubarem CSB nehmen mit der Lagerungsdauer (t_L) zu. Dementsprechend nehmen der Glühverlust, der Abbaugrad ($t_L < 0,5$ Jahre: $\eta_{oTR} = 20 - 30$ %; $t_L \sim 1$ Jahr: $\eta_{oTR} = 15 - 20$ %; $t_L > 10$ Jahre: $\eta_{oTR} \sim 11$ %) und die spezifische Gasausbeute von Fäkalschlamm über die Lagerungsdauer ab, vgl. Seiler (2004). Beim Abbauprozess innerhalb von Fäkalschlammgruben handelt es sich um eine

ungenügende Ausfäulung, die aufgrund fehlender Animpfung mit Faulschlamm, Umwälzung und Beheizung in eine saure Gärung übergeht (übler Geruch durch erhöhte Konzentrationen der organischen Säuren, H₂S und NH₃), vgl. Roediger et al. (1990).

Eine Aufstellung der in der Praxis üblicherweise erzielbaren Gas- und Methanausbeuten der beschriebenen Substrate ist in Tabelle 12 enthalten.

Tabelle 12: Gas- und Methanausbeute ausgewählter Substrate

Substrate	Gasausbeute [NL/kg oTR _{zu}]	Methanausbeute [NL CH ₄ /kg oTR _{zu}]	Methangehalt [Vol.-%]
Primärschlamm	500-600 ¹	330-350 ²	55-70 ^{**}
Überschussschlamm	250-300 ¹	165-175 ²	55-70 ^{**}
Rohschlamm	350-400 ¹	193-280 ^{***}	55-70 ^{*(1,2)}
Fettabscheiderückstände	800-1333 ^{****}	600-1.000 ^{3,4}	75 ⁴
Überlagerte Lebensmittelreste	500-600 ⁴	375-450 ⁴	75 ^{**}
Küchen- und Kantinenabfall	714-1.000 ^{****}	400-700 ^{3,4}	60-70 ^{3,4,5}
Gemischter Siedlungsabfall	317-952 ^{****}	200-600 ^{3,4}	6- 63 ^{4,5}
Marktabfall	476-635 ^{****}	300-400 ^{3,4}	63 ⁴
Fäkalschlamm	110-235 ^{6,7}	105-160 ⁶	70 ⁷

¹ Bischofsberger et al. (2005); ² Kapp (1984); ³ DWA (2009); ⁴ MUNLV (2001);

⁵ KTBL (2009); ⁶ Pöpel et al. (1998); ⁷ Seiler (2004)

* Verhältnis von Primärschlamm zu Überschussschlamm (1:1)

** berechnet aus spez. Gas- und Methanausbeute

*** berechnet aus spez. Gasausbeute und Methangehalt

**** berechnet aus spez. Methanausbeute und Methangehalt

3 Zielsetzung

Zielsetzung dieser Arbeit ist es, den aktuellen Stand der Forschung zur Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung zu erweitern. Aufbauend auf dem vorgestellten theoretischen Hintergrund werden folgende Forschungsziele hinsichtlich der Planung, Bemessung und Optimierung der Stoffströme der Co-Vergärung abgeleitet.

Charakterisierung der organischen Substanz von Substraten: Zur Festlegung der Art und Menge der mitzubehandelnden Co-Substrate ist deren organische Substanz anhand geeigneter, substratunabhängiger Parameter zu charakterisieren. Die Aussagefähigkeit unterschiedlicher Parameter sowie deren analytische Bestimmung werden im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen beurteilt.

Beurteilung der Abbaubarkeit der organischen Substanz: Darüber hinaus werden sowohl Substrat- als auch Temperatureinflüsse auf die Stabilität von Co-Vergärungsprozessen, die Abbaubarkeit der organischen Substanz und die entsprechende Gas- bzw. Methanausbeute untersucht. Hierzu werden halb- und labortechnische Versuche mit Einzelsubstraten und Substratmischungen unter mesophilen und thermophilen Betriebsbedingungen durchgeführt und deren Ergebnisse bewertet.

Überprüfung der Korrelation der Abbaubarkeit: Um den Abbauprozess der Co-Vergärung im Vorfeld kalkulieren zu können, soll eine entsprechende Rechenvorschrift definiert werden. Vor diesem Hintergrund wird geprüft, ob durch die kombinierte Behandlung von Rohschlamm und Co-Substraten Synergieeffekte oder Beeinträchtigungen hervorgerufen werden oder ob sich der Abbaugrad und die Gasausbeute von Substratmischungen linear zu den Ausgangssubstraten verhalten.

Bemessungsempfehlungen für die Co-Vergärung: Basierend auf dem erworbenen Kenntnisstand werden Bemessungsempfehlungen abgeleitet, die für die Bestimmung der freien Faulraumkapazität und damit der Art und Menge der mitzubehandelnden Co-Substrate geeignet sind. Auf diese Weise soll durch die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung eine optimierte Faulraumnutzung zur Maximierung der Gasproduktion unter Gewährleistung stabiler Prozessabläufe ermöglicht werden. In diesem Zusammenhang werden zusätzliche Regulierungsoptionen der Betriebseinstellungen zur Stabilitätssicherung anhand der verwendeten Co-Substrate untersucht.

Bewertung der Auswirkungen der Co-Vergärung: Des Weiteren wird im Rahmen dieser Arbeit das Ziel verfolgt, die Auswirkungen der Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung auf nachgeschaltete Behandlungsstufen von Abwasserbehandlungsanlagen zu beurteilen. Anhand der in den Versuchsphasen erzielten Gas- und Methanausbeuten werden die Substrat- und Temperatureinflüsse auf die Gasbehandlungsstufe interpretiert. Zur Beurteilung der Auswirkungen auf die Leistung der Faulschlammmentwässerung wird das Wasserbindevermögen der in den halbtechnischen Versuchsphasen produzierten Faulschlämme untersucht. Die Einflüsse der Co-Vergärung auf das in der Faulschlammmentwässerung abgetrennte Schlammwasser und damit auf die Rückbelastung zur biologischen Behandlungsstufe werden anhand der entsprechenden Stoffkonzentrationen beurteilt.

Um eine gesamtwirtschaftliche Bewertung eines gegebenen oder geplanten Stabilisierungsprozesses vornehmen zu können, sind alle Aspekte miteinzubeziehen, die sich auf die Stoffströme einer Faulungsanlage und damit auf die Abwasserbehandlungsanlage auswirken können. Anhand der erarbeiteten Ergebnisse werden Handlungsempfehlungen zur Beurteilung bestehender Klärschlammfaulungs- und Co-Vergärungsanlagen sowie zur Planung bzw. Optimierung von Co-Vergärungsprozessen abgeleitet. In diesem Zusammenhang werden sowohl technische als auch wirtschaftliche Potentiale und Risiken berücksichtigt. Der gesamtwirtschaftliche Vergleich der bewerteten Ausgangssituation mit der bewerteten Modifikation einer Abwasserbehandlungsanlage stellt die Entscheidungsgrundlage für eine Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung dar.

4 Material und Methoden

Im Rahmen dieser Arbeit wird die Mitbehandlung unterschiedlicher Co-Substrate in der Klärschlammfaulung untersucht. Die Untersuchungen beinhalten sowohl halbtechnische Versuchsreihen unter mesophilen und thermophilen Betriebsbedingungen als auch mehrere labortechnische Versuchsreihen (mesophile Gärversuche im Batchbetrieb).

Die Auswahl der Co-Substrate erfolgt aufgrund eines internationalen Forschungsprojektes, das zusammen mit einem vietnamesischen Forschungspartner (Hanoi University of Civil Engineering) am Institut IWAR der Technischen Universität Darmstadt bearbeitet wurde. In diesem Projekt wurde das Ziel verfolgt, den Abbauprozess von Rohschlamm, Bioabfall und Fäkalschlamm sowie unterschiedlichen Mischungen dieser in Hanoi verfügbaren Substrate abzubilden, vgl. Cornel et al. (2012).

Zunächst wird in Kapitel 4.1 auf die Herkunft und Charakterisierung der eingesetzten Substrate eingegangen. Im Anschluss findet die Beschreibung des halbtechnischen Versuchsanlagenbetriebs in Kapitel 4.2 sowie der Laborversuche in Kapitel 4.3 statt.

4.1 Herkunft und Charakterisierung der verwendeten Substrate

Im Vorfeld der Untersuchungen werden die Substrate nach ihrer organischen Zusammensetzung ausgewählt, um die für Vietnam typischen Substrate möglichst exakt zu simulieren und gleichzeitig ein breites Spektrum an Substrateinflüssen betrachten zu können. Neben einem üblichen Rohschlamm eines ansässigen kommunalen Klärwerks kommen drei unterschiedliche Co-Substrate zum Einsatz. Hierbei handelt es sich um Küchen- und Kantinenabfälle sowie überlagerte Lebensmittelreste, deren spezifische Biogasausbeute aufgrund von Literaturangaben als hoch eingestuft werden kann, vgl. Kapitel 2.3.4. Des Weiteren wird ein Fäkalschlamm ausgewählt, der aufgrund der für Vietnam üblichen Lagerungsdauer ($t_L > 3$ a) ein Co-Substrat mit vergleichsweise geringer spezifischer Biogasausbeute darstellt. Im Folgenden wird im Detail auf die einzelnen Substrate eingegangen.

Rohschlamm

Der Rohschlamm (RS) wird während des gesamten Untersuchungszeitraums vom Zentralklärwerk Darmstadt ein- bis zweimal wöchentlich bezogen. Bei dem Zentralklärwerk (ZKW) handelt es sich um eine konventionelle kommunale Abwasserbehandlungsanlage, die für rd. 240.000 Einwohnergleichwerte ausgelegt ist. Sie besteht aus mechanischen und biologischen Reinigungsstufen sowie einer Schlammbehandlung. Neben einer Kohlenstoff- und Stickstoffelimination findet während des Reinigungsprozesses eine chemisch-physikalische Phosphorelimination durch Zugabe von Fällmittel (Eisen-III-Chloridsulfat) statt. Die Schlammbehandlung besteht aus drei in Reihe geschalteten Faulbehältern deren gesamtes Faulraumvolumen rd. 12.000 m³ beträgt. Der mesophil betriebenen Faulung werden neben Rohschlamm zusätzlich vergleichsweise geringe Mengen an Fäkalschlämmen und aerob simultan stabilisierten Schlämmen kleinerer im Umkreis befindlicher Kläranlagen zugeführt, vgl. Niehoff (2010). Der Rohschlamm, der aus dem Zustrom zu den Faulbehältern des ZKW direkt abgezogen wird, setzt sich aus Primär- und maschinell eingedicktem Überschussschlamm zusammen. Das Mischungsverhältnis schwankt je nach Wetter und Betriebseinstellung des ZKW von 1:1

bis 1:2. Der Versuchszeitraum, in dem Rohschlamm in der Versuchsanlage eingesetzt wird, erstreckt sich über rd. 21 Monate (von April 2010 bis Dezember 2011). Aufgrund der Länge des Versuchszeitraums kommt es zu Schwankungen in der Beschaffenheit des Substrats, die in der Ergebnisauswertung Berücksichtigung finden. Um mechanischen Störungen während der Beschickung der Versuchsanlage vorzubeugen, wird der Rohschlamm über einen Mazerator in die Vorlagebehälter der Versuchsanlage gepumpt. Auf diese Weise sollen eventuell enthaltene Grob- bzw. Störstoffe vorab zerkleinert werden.

Bioabfall

Mit dem Ziel einer Steigerung der Energieausbeute werden zwei Bioabfälle ausgewählt, bei denen im Vergleich zu Rohschlamm ein höheres Energiepotential zu vermuten ist.

Küchen- und Kantinenabfälle

Bei dem ersten Bioabfall handelt es sich um Küchen- und Kantinenabfälle (KKA), die von der Mensa der Technischen Universität Darmstadt bezogen werden. Das Substrat setzt sich aus Küchen- und Speiseabfällen (wie Salat-, Obst- und Gemüseresten sowie Nudeln, Reis, Fleisch, Fisch u. Ä.) zusammen, die zweimal pro Woche abgeholt und zur Versuchsanlage transportiert werden. Im Vorbehandlungsraum der Versuchsanlage findet unter Zugabe von Wasser die Anmischung, Zerkleinerung und Homogenisierung mittels Stabmixer (robot coupe MP-450 Combi-Ultra der Firma Lacher Großküchen GmbH) statt. Um Betriebsstörungen vorzubeugen, werden während des Vorbehandlungsprozesses auffällige Störstoffe, die nicht mittels Stabmixer zerkleinert werden können (wie Knochen, Gummibänder u. Ä.), manuell aussortiert. Auf diese Weise werden die Anforderungen an die Beschaffenheit von Co-Substraten (wie die Pumpfähigkeit eines störstofffreien Substrats) berücksichtigt, vgl. Kapitel 2.3.3.1. Anschließend wird das Co-Substrat in einem Vorlagetank zwischengespeichert. Der Vorbehandlungsprozess wird in Abbildung 4 veranschaulicht.



Abbildung 4: Substratvorbehandlung der Küchen- und Kantinenabfälle

Überlagerte Lebensmittelreste

Der zweite Bioabfall besteht aus überlagerten Lebensmittelresten (LMR), die bereits in der Annahme- und Lagerstation des Co-Substratanbieters (Firma Biolog GmbH, Büttelborn) aufbereitet werden. Die Vorbehandlung beinhaltet eine maschinelle Zerkleinerung mit anschließender Hygienisierung bei 70 °C. Da das Substrat einen vergleichsweise hohen Trockenrückstand von rd. 20 % aufweist, wird es vor dem Einsatz in der Versuchsanlage auf einen Trockenrückstand von rd. 5 % mit Wasser verdünnt. Auf diese Weise soll einer Überlastung der Beschickungspumpen vorgebeugt und gleichzeitig die Raumbelastung reduziert

werden. Des Weiteren ist zu beachten, dass das Substrat zerkleinerte Kunststoff- und Verpackungsreste beinhaltet, die im Hinblick auf die Weiterverwendung des Faulschlamm (FS) eine Rolle spielen können.

Fäkalschlamm

Im Vergleich zum Bioabfall, dessen Zusammensetzung leicht auf andere Länder (wie bspw. Vietnam) übertragen werden kann, stellt die Simulation des üblichen Fäkalschlammanfalls (FKS) in Hanoi eine größere Herausforderung dar. Zur Abbildung eines für Vietnam typischen Fäkalschlamm wird das Co-Substrat aus einer privaten Faulgrube mit entsprechender Lagerungsdauer ($t_L > 3$ Jahre) im Einzugsgebiet der ansässigen Kommune bezogen. Es handelt sich somit um einen ausgezehrten Schlamm, vgl. Kapitel 2.3.4. Der Fäkalschlamm wird per Tankwagen zur Versuchsanlage transportiert und dort in einem separaten Speichertank mit einem Füllvolumen von rd. 5 m³ gelagert. Auf diese Weise ist es möglich, während des gesamten Untersuchungszeitraums den Fäkalschlamm aus einer Faulgrube zu verwenden. Um Störstoffe (die beim Auspumpen der Faulgrube mit erfasst werden) zu zerkleinern und somit einer Beeinträchtigung des Beschickungsprozesses der Faulbehälter vorzubeugen, wird das Co-Substrat vorab über einen Mazerator gepumpt (analog zur Rohschlammaufbereitung). Der Fäkalschlamm stellt im Vergleich zum Rohschlamm und den überlagerten Lebensmittelresten ein flüssiges Substrat dar, dessen Trockenrückstand deutlich unter dem der anderen Substrate liegt, vgl. Abbildung 5. Die konkreten Messwerte hinsichtlich der organischen Zusammensetzung der Substrate werden in Kapitel 5.2.1 dargestellt.



Abbildung 5: Substrate nach der Vorbehandlung (v. l. n. r.: RS, LMR, FKS)

Impfslämme

Während der Inbetriebnahme (IBN) der halbtechnischen Versuchsanlage und den drei durchgeführten labortechnischen Versuchsreihen kommen aufgrund des langen Untersuchungszeitraums unterschiedliche Impfslämme (IS) zum Einsatz.

Inbetriebnahme der halbtechnischen Versuchsanlage

Im Rahmen der Inbetriebnahme der halbtechnisch betriebenen Faulbehälter wird Faulschlamm des Klärwerks Darmstadt-Süd (KWS) verwendet. Hierbei handelt es sich um eine mesophile Faulungsanlage, deren Faulzeit auf rd. 40 Tage festgelegt wurde. Da das KWS keine Vorklärung betreibt, handelte es sich bei dem Beschickungssubstrat der Faulung ausschließlich um Überschussschlamm aus der Belebung, vgl. Niehoff (2010).

Versuchsreihe I der Laborversuche

Die Durchführung der Versuchsreihe I findet, parallel zu semi-kontinuierlich beschickten Durchlaufversuchen des Instituts IWAR, in einer Klimakammer statt. Die Durchlaufversuche wurden ursprünglich mit Faulschlamm des Zentralkläwerks Darmstadt angeimpft und anschließend mit Rohschlamm des ZKW beschickt. Der täglich anfallende Faulschlamm wird in der Klimakammer zwischengelagert und fungiert wiederum als Impfschlamm für die Versuchsreihe I der Laborversuche.

Versuchsreihen II und III der Laborversuche

In den labortechnischen Versuchsreihen II und III wird Faulschlamm aus der Kläranlage Griesheim als Impfschlamm verwendet. Die Kläranlage Griesheim (Ausbaugröße: rd. 50.000 EW) verfügt über eine mechanische und biologische Abwasserreinigung sowie eine Schlammbehandlung. Die anfallenden Primär- und Überschussschlämme werden in zwei Faulbehältern (Gesamtvolumen: rd. 1.470 m³) bei 37 °C stabilisiert. Da die Biomasse des Faulschlammes eine relativ hohe biologische Aktivität besitzt, wird der Faulschlamm einige Tage in der Klimakammer bei 37 °C gelagert, bevor er als Impfschlamm zum Einsatz kommt.

4.2 Versuche im halbtechnischen Maßstab

Die halbtechnische Versuchsanlage wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes gefertigt und auf dem Versuchs- und Forschungsgelände des Institutes IWAR der Technischen Universität Darmstadt positioniert, vgl. Cornel et al. (2012). Sie diente der Untersuchung einer kombinierten Behandlung von Rohschlamm und Co-Substraten, die üblicherweise in Hanoi zur Verfügung stehen, vgl. Kapitel 4.1. Im Rahmen dieser Arbeit werden über den Projekt-rahmen des Forschungsprojektes hinaus Untersuchungen durchgeführt, die auf Fragestellungen der Planung und Optimierung der Stoffströme bei der Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung ausgerichtet sind. Auf diese Weise sollen allgemeingültige Empfehlungen für die Praxis erarbeitet werden. Im Folgenden werden der Aufbau und Betrieb der Anlage sowie das Versuchs- und Analyseprogramm erläutert.

4.2.1 Aufbau und Betrieb der halbtechnischen Versuchsanlage

Die Versuchsanlage besteht aus zwei parallel betriebenen, baugleichen Versuchsstraßen, die sich aus je einem Vorlagebehälter, einer Beschickungspumpe und einem kontinuierlich durchmischten Faulbehälter mit einem Reaktorvolumen von 1 m³ zusammensetzen, vgl. Abbildung 6. Die beiden Vorlagebehälter werden täglich mit Rohschlamm bzw. mit einer Mischung aus Rohschlamm und Co-Substrat aus den Vorlagetanks aufgefüllt. Die Beschickung der beiden Faulbehälter findet zehnmal pro Tag mittels Exzentrerschneckenpumpen statt. Auf diese Weise wird den Faulbehältern das tägliche Beschickungsvolumen gleichmäßig zugeführt. Die Rührwerke der Vorlagebehälter sowie die Pumpzeiten der Beschickungspumpen werden über den Automatikbetrieb der Speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS) geregelt. Die Messung der jeweiligen Beschickungsmenge findet dabei gravimetrisch statt. Die Faulbehälter werden bei unterschiedlichen Temperaturen betrieben (mesophiler Faulbehälter bei 37 °C und thermophiler Faulbehälter bei 55 °C). Die Temperatur wird mittels im Behälter installierter und mit der SPS verbundener Temperaturfühler aufgezeichnet

und über eine in der Behälterummantelung installierte Heizung automatisch reguliert. Bei der mesophilen Faulung wird eine Verweilzeit von 20 Tagen eingestellt, was bei einem Füllvolumen von 750 L im Faulbehälter zu einem täglichen Beschickungsvolumen von 37,5 L führt. Beim thermophilen Faulbehälter beträgt die Verweilzeit 15 Tage (das Füllvolumen liegt ebenfalls bei 750 L und das tägliche Beschickungsvolumen beträgt somit 50 L/d), vgl. Kapitel 2.2.2.

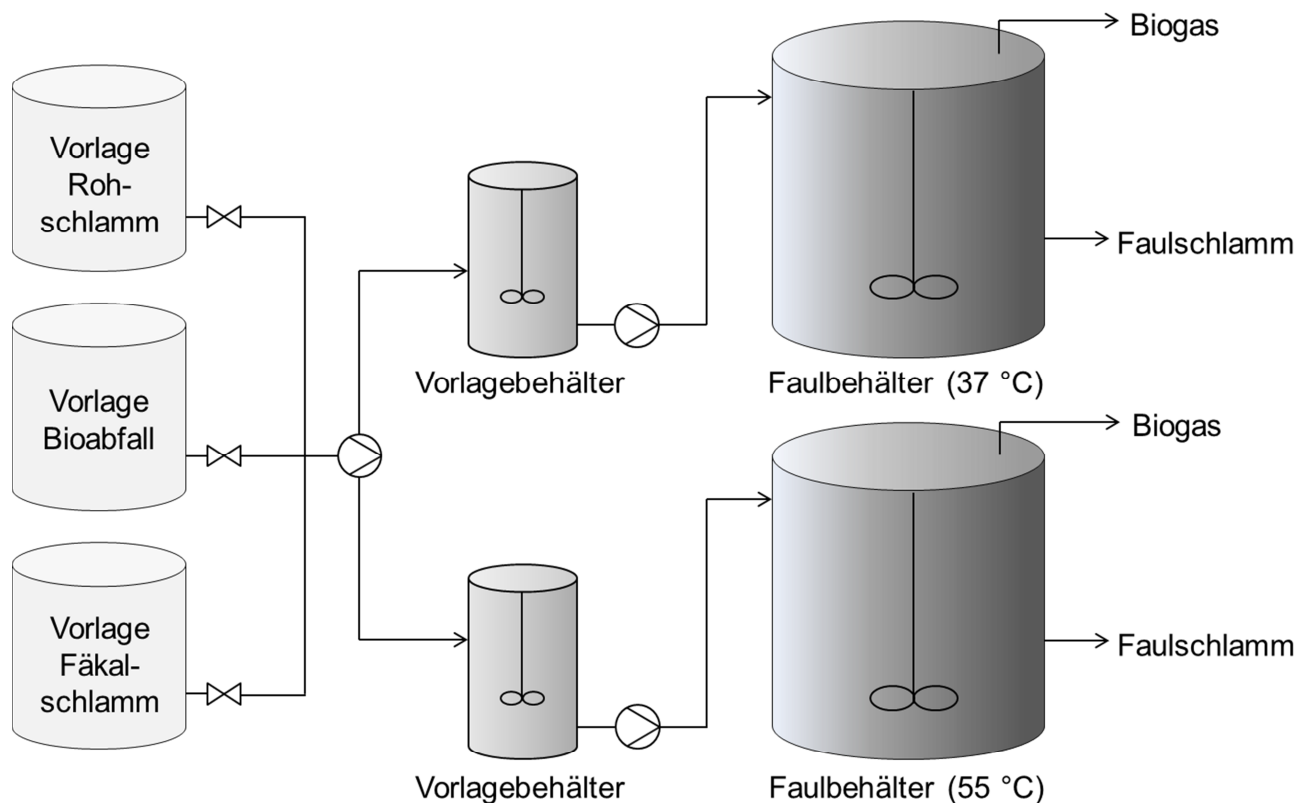


Abbildung 6: Schematisches Fließbild der halbtechnischen zweistraßigen Versuchsanlage

Über die an den Faulbehältern angebrachten Steigleitungen kann der Füllstand der Behälter festgelegt werden. Die Steigleitung gewährleistet, dass der Füllstand bei automatischer Beschickung konstant gehalten wird. Das heißt, dass die Menge an Faulschlamm aus den Behältern verdrängt wird, die über die Beschickungspumpe täglich in die Faulbehälter gelangt. Die Faulbehälter sind luftdicht abgeschlossen, sodass das entstehende Faulgas über den jeweiligen Gasweg aus dem Container geleitet wird. Der Gasdruck in den Faulbehältern wird über ein Manometer am Gasausgang angezeigt. Im Anschluss an das Manometer am Faulbehälter ist eine Kondensatfalle installiert, die Verstopfungen des Gasschlauchs durch Kondenswasser oder im Faulbehälter gebildeten Schaum vorbeugt. Zwischen der Kondensatfalle und der Gasvolumenmessung mittels Gasuhr ist ein Gasballon mit einem Füllvolumen von 10 L positioniert, der bei temporär auftretendem Unterdruck im System ein Rückwärtslaufen der Gasuhr vermeiden soll. Bei der Gasuhr handelt es sich um einen Trommelgaszähler der Firma Ritter, der mit einem zusätzlichen Temperaturfühler ausgestattet ist. Die Gasvolumen- und Gastemperaturmesswerte werden über einen Impulsgeber direkt an die SPS geleitet und dort im Minutentakt aufgezeichnet. Die Messung und Aufzeichnung des Gasdrucks in der Gasuhr

wird mittels Handdruckmessgerät der Firma GSG Geologie-Service GmbH durchgeführt. Dem nachgeschalteten zweiten Gasballon, der sowohl dem Druckausgleich als auch der manuellen Probenahme dient, folgt ein Bypass zum Gasanalysegerät, das die Zusammensetzung des Faulgases täglich misst und aufzeichnet. Es handelt sich hierbei um den Biogasanalysator der Firma Dräger Safety AG & Co. KGaA, der für zwei separate Gaswege ausgelegt ist. Nach einer im Gerät integrierten Gaskühlung erfolgt die Bestimmung von Methan (CH_4), Kohlendioxid (CO_2), Sauerstoff (O_2) und Schwefelwasserstoff (H_2S) mittels Sensoren. Nach dem Bypass münden die beiden separaten Gaswege der Faulbehälter in eine mit Wasser gefüllte Druckhaltebox, die einen konstanten Druck im Gassystem gewährleistet. Das Gas wird durch das in der Box befindliche Wasser aus dem System der Versuchsanlage geleitet, vgl. Abbildung 7.

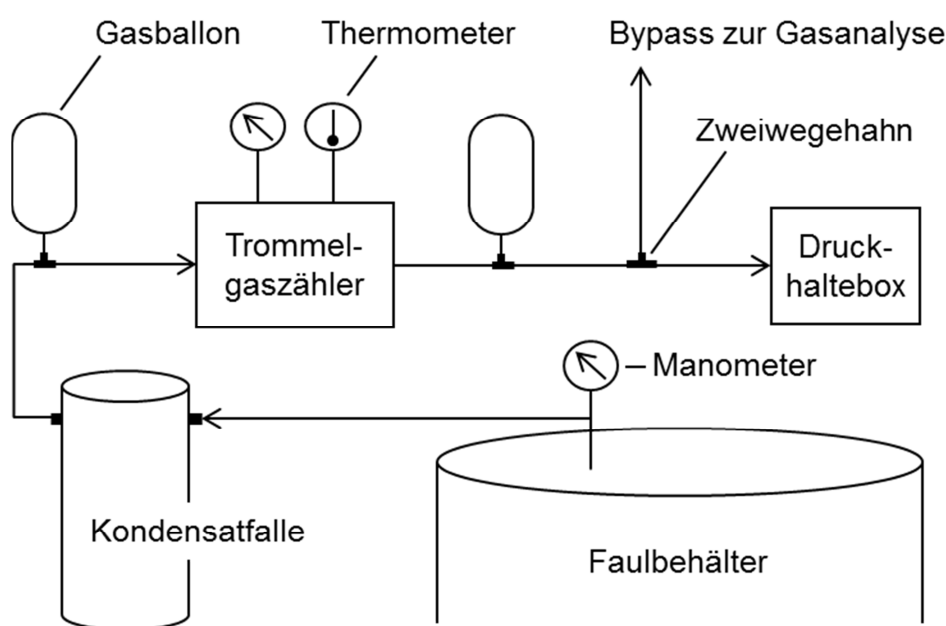


Abbildung 7: Gaswegkomponenten der halbtechnischen Versuchsanlage

Aus Sicherheitsgründen ist eine Gaswarnanlage im Faulraum installiert, die im Falle einer Überschreitung der CH_4 - bzw. H_2S -Grenzwerte in der Umgebungsluft Alarm auslöst und den kompletten Versuchsanlagenbetrieb stoppt.

4.2.2 Versuchsprogramm - halbtechnischer Maßstab

Der gesamte Untersuchungszeitraum erstreckt sich über 2,5 Jahre in denen die Inbetriebnahme und Anfahrphase sowie sieben Versuchsphasen bei mesophiler und thermophiler Betriebseinstellung durchgeführt werden. Die Versuchsphasen unterscheiden sich bezüglich der Art bzw. des Mischungsverhältnisses der eingesetzten Substrate. Auf diese Weise sollen sowohl Temperatur- als auch Substrateinflüsse auf die Stabilität der Abbauprozesse und deren Optimierungspotential untersucht werden. Weiterhin finden im Rahmen der Untersuchungen Aspekte der Beeinflussung der Faulschlammentwässerbarkeit und der Schlammwasserzusammensetzung Berücksichtigung.

Inbetriebnahme und Anfahrphase

Die Inbetriebnahme der Faulbehälter ist in zwei Abschnitte unterteilt. Die Inbetriebnahme des thermophilen Faulbehälters wird zu einem früheren Zeitpunkt gewählt, da die Anfahrphase bis zur Erreichung thermophiler Betriebsverhältnisse einen längeren Zeitraum in Anspruch nimmt und auf diese Weise zeitgleich Erfahrungen hinsichtlich des Anfahrens des mesophilen Faulbehälters gesammelt werden können. Der thermophile Faulbehälter wird mit Faulschlamm des KWS angeimpft und im Anschluss kontinuierlich mit Überschussschlamm beschickt. Das tägliche Beschickungsvolumen wird im Zeitverlauf stetig erhöht, um die Faulzeit zu reduzieren. Parallel wird die Faulbehältertemperatur schrittweise vom mesophilen auf ein thermophiles Niveau angehoben. Dieser Vorgang erstreckt sich über zweieinhalb Monate, da die Mikroorganismen des ursprünglich mesophilen Impfschlammes einen gewissen Zeitraum benötigen, um sich an die neuen Betriebsverhältnisse zu adaptieren, vgl. Kapitel 2.1. Die Erhöhung des Beschickungsvolumens und die damit einhergehende Verringerung der Faulzeit sowie die Temperaturerhöhung werden in Tabelle 13 veranschaulicht.

Tabelle 13: Inbetriebnahme des thermophilen Faulbehälters

Datum	Füllstand [L]	Beschickung [L/d]	Faulzeit [d]	Temperatur [°C]
06.07.2009	790	20	40	40
20.07.2009	790	30	26	39
03.08.2009	890	42	21	39
07.09.2009	750	41	18	42
22.09.2009	750	46	16	50
30.09.2009	750	50	15	55

Der mesophil betriebene Faulbehälter wird zwei Monate nach der Inbetriebnahme des thermophilen Faulbehälters in Betrieb genommen und ebenfalls mit Faulschlamm des KWS angeimpft. Das tägliche Beschickungsvolumen wird schrittweise gesteigert, da für den mesophilen Betrieb der Versuchsanlage eine Faulzeit von 20 d angestrebt wird (die Faulung des KWS wird mit einer Faulzeit von rd. 40 d betrieben, vgl. Kapitel 4.1). Die Temperatur wird unverändert bei 37 °C konstant gehalten, vgl. Tabelle 14.

Tabelle 14: Inbetriebnahme des mesophilen Faulbehälters

Datum	Füllstand [L]	Beschickung [L/d]	Faulzeit [d]	Temperatur [°C]
02.09.2009	750	25	30	37
07.09.2009	750	24	31	37
08.09.2009	750	26	29	37
09.09.2009	750	27	28	37
22.09.2009	750	33	23	37
30.09.2009	750	37,5	20	37

Im Anschluss an die IBN beider Faulbehälter wird im Beschickungssubstrat Primärschlamm des ZKW Darmstadt ergänzt (Mischungsverhältnis Primär- zu Überschussschlamm 1:2). Diese Einstellung wird rd. 2 Monate beibehalten, um in dieser Zeit den täglichen Arbeitsablauf (Datenmessung und Geräteeinstellungen) zu optimieren. Anhand der Messwerte des pH-Werts, der Temperatur, der organischen Säurekonzentration und des Methangehalts wird im Zeitraum vom 11/2009 bis 12/2009 ein stabiler Betrieb beider Faulbehälter nachgewiesen.

Behandlung von Rohschlamm

Nach der Anfahrphase werden die Faulbehälter in der ersten Versuchsphase (RS_ht-1) mit Rohschlamm des ZKW beschickt, vgl. Kapitel 4.1. Die Ergebnisse dienen dem Vergleich mit den Ergebnissen der anschließenden Versuchsphasen (Referenz) sowie dem Vergleich mit Angaben aus der Literatur. Die gesamte Versuchsphase erstreckt sich über 94 Tage. Der Auswertungszeitraum, d. h. der Zeitraum nachdem sich die Faulungsprozesse an das Substrat angepasst haben und stabil ablaufen, beträgt 60 Tage.

Mitbehandlung von Bioabfällen

In der zweiten Versuchsphase (M_ht-2) wird eine Mischung aus Rohschlamm und aufbereiteten Küchen- und Kantinenabfällen erstellt (Mengenverhältnis: 1:1) und den Faulbehältern zugeführt. Der Mischungsanteil des Co-Substrats wird in der darauffolgenden Versuchsphase (M_ht-3) gesteigert (Mengenverhältnis: 1:3). Durch eine Variation des Co-Substrats bei gleichbleibendem Mischungsverhältnis sollen in der vierten Versuchsphase die Substrateinflüsse untersucht werden, die nicht von dem Mischungsanteil des Co-Substrats sondern von dessen Art abhängig sind. In dieser Phase wird der Küchen- und Kantinenabfall durch überlagerte Lebensmittelreste ersetzt (M_ht-4).

Kombinierte Behandlung von Rohschlamm, Bioabfall und Fäkalschlamm

In den Versuchsphasen M_ht-5 und M_ht-6 wird zusätzlich Fäkalschlamm mitbehandelt. Zunächst wird in Versuchsphase M_ht-5 der Mischungsanteil an überlagerten Lebensmittelresten aus Versuchsphase M_ht-4 beibehalten und die Hälfte des Rohschlammanteils durch Fäkalschlamm ersetzt. Auf diese Weise soll der Einfluss des Fäkalschlamms untersucht werden. In Versuchsphase M_ht-6 wird der Mischungsanteil des Fäkalschlamms gesteigert, um dessen Einfluss auf das Betriebsergebnis bewerten zu können. Hinsichtlich der Versuchsphasen M_ht-5 und M_ht-6 ist zu beachten, dass die Substratmischungsanteile anhand der Skalierung der zum Transport genutzten Gitterbox abgemessen werden. Die hieraus entstehenden Unsicherheiten sind bei der Auswertung der Versuchsergebnisse zu berücksichtigen.

Abschließend wird analog zur ersten Versuchsphase eine weitere Versuchsphase mit reinem Rohschlamm durchgeführt (RS_ht-7). Auf diese Weise sollen Veränderungen des Betriebsablaufs, die im Laufe des Versuchszeitraums auftreten können, untersucht und übliche Schwankungsbreiten in der Klärschlammbehandlung überprüft werden. Um eine Vergleichbarkeit der Versuchsphasen gewährleisten zu können, ist es wichtig, dass immer nur ein Parameter pro Versuchsphase verändert wird, vgl. Tabelle 15.

Tabelle 15: Substrate und Substratmischung der halbtechnischen Versuchsphasen

Versuchsphase ¹	Zeitraum ²	Substratmischungen	RS	KKA	LMR	FKS
RS_ht-1	94 d (60 d)	Mengenverhältnis [%]	100	-	-	-
		oTR-Verhältnis [%]	100	-	-	-
		CSB-Verhältnis [%]	100		-	-
M_ht-2 (RS-KKA)	98 d (73 d)	Mengenverhältnis [%]	50	50	-	-
		oTR-Verhältnis [%]	31	69	-	-
		CSB-Verhältnis [%]	28	72	-	-
M_ht-3 (RS-KKA)	60 d (35 d)	Mengenverhältnis [%]	25	75	-	-
		oTR-Verhältnis [%]	16	84	-	-
		CSB-Verhältnis [%]	16	84	-	-
M_ht-4 (RS-LMR)	112 d (41 d)	Mengenverhältnis [%]	30	-	70	-
		oTR-Verhältnis [%]	22,5	-	77,5	-
		CSB-Verhältnis [%]	20	-	80	-
M_ht-5 (RS-LMR-FKS)	49 d (29 d)	Mengenverhältnis [%]	13	-	65	23
		oTR-Verhältnis [%]	13	-	77	11
		CSB-Verhältnis [%]	11	-	79	11
M_ht-6 (RS-LMR-FKS)	63 d (20 d)	Mengenverhältnis [%]	25	-	38	38
		oTR-Verhältnis [%]	31	-	51	18
		CSB-Verhältnis [%]	27	-	54	19
RS_ht-7	59 d (38 d) ³ (15 d) ⁴	Mengenverhältnis [%]	100	-	-	-
		oTR-Verhältnis [%]	100	-	-	-
		CSB-Verhältnis [%]	100	-	-	-

¹ M = Mischung von Substraten; ht = halbtechnischer Betrieb

² d = gesamter Zeitraum der Versuchsphase; (d) = Auswertungszeitraum

³ mesophiler Auswertungszeitraum; ⁴ thermophiler Auswertungszeitraum

4.2.3 Analyseprogramm und Datenauswertung – halbtechnischer Maßstab

Während der durchgeführten Versuchsphasen werden werktäglich Probenahmen an den durchmischten Vorlagebehältern sowie an den Faulbehältern vorgenommen. Anschließend findet eine pH-Wert- und Temperaturmessung sowie eine CST-Wert-Bestimmung (kapillare Fließzeit) der Proben statt und der Trockenrückstand (TR) sowie der Glühverlust (GV) werden analysiert. Zweimal pro Woche wird eine vertiefte Analyse der Proben vorgenommen, welche die Bestimmung der organischen Säurekonzentration, des gelösten Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB_{gelöst}), des Gesamtstickstoffs (N_{ges}), des Ammoniumgehalts (NH₄-N) und des Phosphatgehalts (PO₄-P) beinhaltet. Zusätzlich finden einmal pro Woche Probe-

nahmen an den Vorlagebehältern sowie an den Faulbehältern statt, die der Bestimmung des gesamten Chemischen Sauerstoffbedarfs und des Gesamtkohlenstoffs dienen. Das Analyseprogramm wird in Tabelle 16 aufgelistet.

Tabelle 16: Analyseprogramm der halbtechnischen Versuche

Analyseparameter	Häufigkeit
Temperatur, pH-Wert, TR, GV und CST-Wert	fünfmal pro Woche
N _{ges} , NH ₄ -N, PO ₄ -P, CSB _{gelöst} und organische Säuren	zweimal pro Woche
CSB _{gesamt} und TOC	einmal pro Woche

Um die Zusammensetzung der Ausgangssubstrate mit den Proben aus den Vorlage- und Faulbehältern vergleichen zu können, werden der separat gelagerte Rohschlamm, Bioabfall und Fäkalschlamm ebenfalls wöchentlich analysiert. Die Analyse erstreckt sich über die Parameter TR, GV, CSB_{gesamt} und TOC, die jeweils doppelt bestimmt werden. Ein detaillierter Analysenplan mit Angaben über Häufigkeit, Mehrfachbestimmungen etc. ist in Anhang 4 enthalten. Im Folgenden werden die Analysemethoden im Detail beschrieben.

4.2.3.1 Analysemethoden

Die Durchführung der Analysen erfolgt im Umweltlabor des Instituts IWAR der Technischen Universität Darmstadt.

Temperatur und pH-Wert

Die Bestimmungen des pH-Werts wird mittels pH/mV-Meter pH 197 der Firma WTW durchgeführt. Da die pH-Wertmessung aus technischen Gründen nicht innerhalb der Faulbehälter vorgenommen werden kann, wird der pH-Wert der werktäglich genommenen Proben gemessen. Bedingt durch die Ausstrippung von Kohlendioxid zwischen Probenahme und pH-Wertmessung ist mit leicht erhöhten Messergebnissen zu rechnen, vgl. Heinzmann & Engel (2005) und Bormann et al. (2009). Die Temperatur wird über die in den Faulbehältern installierten und an die SPS angeschlossenen Thermometer (Widerstandsthermometer TR11 der Firma Endress + Hauser) minütlich aufgezeichnet.

Trockenrückstand und Glühverlust

Die Analyse des Trockenrückstandes erfolgt nach DIN EN 12880-S2a (2001). Der Glühverlust wird nach dem Glühvorgang des Trockenrückstands bei 550 °C bestimmt, vgl. DIN EN 12879-S3a (2001). Aus Trockenrückstand und Glühverlust (jeweils Doppelbestimmung) erfolgt die Ermittlung des organischen Trockenrückstands.

Kapillare Fließzeit

Die kapillare Fließzeit (Capillary Suction Time: CST) wird mit dem Messgerät CST 101/A der Firma HeGo Biotec GmbH jeweils dreifach bestimmt, vgl. DIN EN 14701-1 (2006). Das durchschnittliche Messergebnis wird auf den jeweiligen Trockenrückstand der Schlammprobe bezogen und als spezifischer CST/TR-Wert in s/% angegeben. Je höher der CST-Wert

ist (bezogen auf den jeweiligen Trockenrückstand der Schlammprobe), desto stärker ist das Wasser an die im Schlamm enthaltenen Feststoffpartikel gebunden. Die Messergebnisse bieten die Möglichkeit eines Vergleichs des Wasserbindevermögens unterschiedlicher Faulschlämme bei gleichem Analyseaufbau. Eine konkrete Aussage zum Entwässerungsergebnis ist auf Basis des CST-Werts nicht möglich, vgl. DWA (2008).

Gelöste Stoffe

Die im Folgenden aufgeführten Bestimmungen werden mittels Schnelltests der Firma Dr. Lange durchgeführt (Geräte: Heizblock LT 200 und Photometer DR 2800). Für die Analyse werden die Proben zentrifugiert, filtriert (0,45 µm) und je nach Messbereich verdünnt.

- Gesamtstickstoffkonzentration mittels LCK 338 (20-100 mg/L N_{ges});
- Ammoniumkonzentration mittels LCK 303 (2-47 mg/L NH₄-N);
- Phosphatkonzentration mittels LCK 350 (2-20 mg/L PO₄-P);
- Konzentration des CSB_{gelöst} nach DIN ISO 15705-H45 (2003) mittels LCK 514 (100-2.000 mg/L O₂) im Rahmen der halbtechnischen Versuchsphasen und zusätzlich mittels LCK 014 (1.000-10.000 mg/L O₂) im Rahmen der Untersuchung zur CSB-Bestimmungsmethoden, vgl. Kapitel 4.2.4;
- Konzentration der organischen Säuren mittels LCK 365 (50-2.500 mg/L CH₃COOH).

Zusätzlich zur Bestimmung der organischen Säuren mittels Schnelltest wird im Rahmen der Untersuchung der CSB-Bestimmungsmethoden eine Einzelbestimmung der organischen Säuren mittels Ionenchromatographie (IC) durchgeführt (Hessenwasser GmbH & Co. KG, vgl. Kapitel 4.2.4). Es handelt sich hierbei im Detail um eine Bestimmung von Ameisensäure, Essigsäure, Propionsäure, Isobuttersäure, Buttersäure, Isovaleriansäure und Valeriansäure. Hierzu wird eine Trennung mittels Ionenausschlusschromatographie mit anschließender chemischer Suppression und Leitfähigkeitsdetektion vorgenommen. Für die Messung kommt das Metrohm IC-System, bestehend aus Advanced Sample Processor, IC Pump, IC Separation Center, Suppressor Module, IC Liquid Handling Unit und IC Detektor, zum Einsatz (Säule: Metrosep Organic Acid (RP-Guard Column), Eluent: 0,25 mmol/l Schwefelsäure, Probenmenge: 20 µl).

Bestimmung des gesamten Chemischen Sauerstoffbedarfs und des Gesamtkohlenstoffs

Für die Durchführung der entsprechenden Analytik ist eine Probenvorbereitung notwendig. Im Verlauf der halbtechnischen Versuchsphasen wird die Art der Probenaufbereitung aufgrund neugewonnener Erkenntnisse geändert, vgl. Kapitel 4.2.4. In den ersten drei Versuchsphasen erfolgt die Analyse aus dem Trockenrückstand der Proben und in den darauffolgenden Versuchsphasen wird der CSB aus der „nassen“ Substanz (Originalprobe) bestimmt.

- Die Aufbereitung für die Analyse aus der Originalprobe erfolgt durch Zerkleinerung (Homogenisieren) mittels Ultra-Turrax T25 der Firma IKA-Labortechnik.
- Die Aufbereitung für die Analyse aus dem Trockenrückstand besteht aus der Trocknung bei 105 °C (Trockenschrank Typ UT 6120 der Firma Heraeus) bis zur Gewichtskonstanz nach DIN EN 12880-S2a (2001) bzw. aus der Gefriertrocknung bei -55 °C

(Gefriertrocknung Typ GAMMA 1-16 LSC der Firma Christ) und Herstellung eines Pulvers mittels Messermühle Typ Grindomix GM200 der Firma Retsch nach DIN 38414-S22 (2000).

Für die Bestimmung des gesamten Chemischen Sauerstoffbedarfs wird die Methode nach DIN 38414-S9 (1986) angewendet. Die Probe wird mit einer 0,2 mol/L Kaliumdichromatlösung sowie mit Silbersulfat als Katalysator in stark schwefelsaurer Lösung oxidiert. Es erfolgt eine Einwaage von getrockneter und gemahlener Probe bzw. nasser Probe je nach Messbereich mittels Waage der Firma Satorius (Type LP620P). Die Oxidation findet bei 148 °C für 120 min. in Schliffgefäßen mit Rückflusskühlern der Firma Behr (Typ behrotest CSB) statt. Die bei der Oxidation nicht verbrauchten Dichromat-Ionen werden mit Eisen-II-Ionen maßanalytisch bestimmt. Zum Einsatz kommt eine Titrationseinheit (Typ 798 MPT Titrino) der Firma Metrohm.

Im Rahmen der Untersuchung der CSB-Analytik wird zur Bestimmung des CSB_{gesamt} zusätzlich die Methode nach DIN 38409-H41 (1980) in einem externen Labor (Hessenwasser GmbH & Co. KG) angewendet, vgl. Kapitel 4.2.4. Im Gegensatz zur Methode nach DIN 38414-S9 (1986) erfolgt die Oxidation mittels einer 0,02 mol/L Kaliumdichromatlösung, die weitere Methodik ist vergleichbar. Es werden der CSB Therm Heizblock mit Steuergerät von Barkey sowie ein Metrohm Titrationssystem bestehend aus 730 Sample Changer und 716 DMS Titrino und Tiamo 1.3 als Titrationssystem verwendet. Aufgrund der geringeren Oxidationsmittelmengen werden die Proben vor der Analyse entsprechend verdünnt.

Die Messung des TOC erfolgt aus dem getrockneten Feststoff nach DIN EN 13137 (2001). Die eingewogene getrocknete Probe wird mit Salzsäure (4 %-ige HCl) versetzt (Ausstrippen des anorganischen Kohlenstoffs). Anschließend wird die Probe 24 h bei 60 °C getrocknet und analysiert (Typ highTOC der Firma elementar). Zur Bestimmung des TOC aus der flüssigen Phase (Kondensatwasser, vgl. Kapitel 4.2.4) wird die Analysemethode des gelösten TOC nach DIN EN 1484-H3 (1997) angewendet. Die wässrige Probe wird angesäuert, das anorganische Kohlendioxid ausgestrippt und die Probe anschließend bei 720 °C verbrannt. Die Quantifizierung erfolgt mittels IR-Spektrometrie (Typ TOC-VCPH der Firma Shimadzu).

Bestimmung der Gaszusammensetzung mittels Gaschromatograph

Zur Bestimmung der Gaszusammensetzung (CH₄, CO₂, O₂ und N₂) unterschiedlicher Gasproben wird ein Gaschromatograph (GC) des Typs 6890N der Firma Agilent Technologies Inc. verwendet. Das Gerät besteht aus folgenden Komponenten:

- 2 GC-Säulen HP-Molsieve (Länge: 30 m, Ø_{innen}: 0,53 mm, Filmstärke: 25 µm);
- HP-Plot Q (Länge: 30 m, Ø_{innen}: 0,53 mm, Filmstärke: 40 µm);
- Split/Splitless-Injektionsport (Injektor- und Detektortemperatur: 150 °C bzw. 250 °C);
- Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WLD/TCD), Flammenionisationsdetektor (FID);
- Trägergas: Helium;
- Kalibriergase: synthetische Luft (20,5 Vol.-% O₂, 79,5 Vol.-% N₂) sowie ein Gasgemisch aus 10 Vol.-% CO₂, 10 Vol.-% O₂, 10 Vol.-% CH₄ und 70 Vol.-% N₂.

4.2.3.2 Auswertung der Mess- und Analysedaten

Während des Betriebs der halbtechnischen Versuchsanlage findet eine kontinuierliche Datenaufzeichnung statt. Auf Grundlage einiger dieser automatisch gespeicherten Messwerte wird die jeweilige tägliche Gasausbeute der beiden Faulbehälter bestimmt. Bei den Messwerten handelt es sich einerseits um das Gasvolumen (L/min.) und andererseits um die Temperatur (°C) und den Druck (mbar) in den beiden Gaswegen, vgl. Kapitel 4.2.1. Aus den minutlich aufgezeichneten Messdaten wird das entsprechende Normvolumen (NL/min.) berechnet, vgl. Gleichungen 14 und 15 in Kapitel 2.1.3. Das tägliche Normvolumen ergibt sich aus dem Mittelwert der berechneten Normvolumina pro Minute. Somit liegen jedem berechneten Tageswert der Gasausbeute eines Faulbehälters rd. 4.320 Messwerte zugrunde. Die Aufzeichnung der Faulbehältertemperatur erfolgt ebenfalls automatisch im Minutentakt über die SPS der Versuchsanlage. Somit setzt sich jeder Tageswert der Temperatur der beiden Faulbehälter aus rd. 1.440 Messwerten zusammen (Mittelwert). Diese umfangreiche Datenbasis soll die Belastbarkeit der Messwerte sicherstellen. Die Zusammensetzung der täglichen Gasausbeute wird einmal pro Tag bestimmt. Hierzu wird über eine im Gasanalysegerät integrierte Schlauchpumpe das für den Analyseprozess benötigte Gasvolumen dem Gasweg entzogen (Bypass, vgl. Abbildung 7). Da die tägliche Gaszusammensetzung geringen Schwankungen unterliegt, ist eine tägliche Mehrfachmessung nicht notwendig. Beeinträchtigungen des Druckgleichgewichts im Gasweg durch mehrfache Gasentnahme über den Bypass wird auf diese Weise vorgebeugt. Die Datenbasis zur Berechnung der Stofffrachten und Abbaugrade, Raumbelastungen und Raumumsatzleistungen sowie der spezifischen Methan- und Gasausbeuten setzt sich somit aus einer großen Anzahl von Messwerten und Laboranalyseergebnissen zusammen, die aus Mehrfachbestimmungen generiert werden, vgl. Kapitel 4.2.3.1.

4.2.4 Untersuchungen zur CSB-Bestimmungsmethode

Im Verlauf der halbtechnischen Versuchsphasen werden Änderungen hinsichtlich der CSB-Bestimmungsmethode (CSB_{gesamt}) vorgenommen. Dies begründet sich auf die Ergebnisse der Untersuchung, die in Zusammenarbeit mit der Hessenwasser GmbH & Co. KG durchgeführt werden, vgl. Zeig et al. (2012a). Ziel der Untersuchung ist die Messgenauigkeit unterschiedlicher Methoden zur CSB-Bestimmung zu bewerten.

Im Rahmen der Untersuchung werden drei unterschiedliche Methoden zur Bestimmung des CSB anhand einer Messreihe miteinander verglichen. Die Analysemethoden werden nach DIN 38414-S9 (1986), DIN 38409-H41 (1980) und nach DIN ISO 15705-H45 (2003) (photometrische Schnelltests: LCK 014 und LCK 513) durchgeführt, vgl. Kapitel 4.2.3.1. Zudem werden die Einflüsse unterschiedlicher Probenaufbereitungsmethoden auf das CSB-Analyseergebnisse (Bestimmung nach DIN 38414-S9 (1986)) untersucht. Hierbei handelt es sich um die CSB-Analysen aus Originalproben (nasse, homogenisierte Proben), gefriergetrockneten und bei 105 °C getrockneten Proben. Anhand der Messreihe, bestehend aus Rohschlamm (RS), Co-Substrat und deren Mischungen findet parallel eine Beurteilung der Substrateinflüsse auf die jeweiligen Ergebnisse statt. Bei dem Co-Substrat handelt es sich um Bioabfall in Form von vorbehandelten, überlagerten Lebensmittelresten (LMR), vgl. Kapitel 4.1 und Abbildung 8.

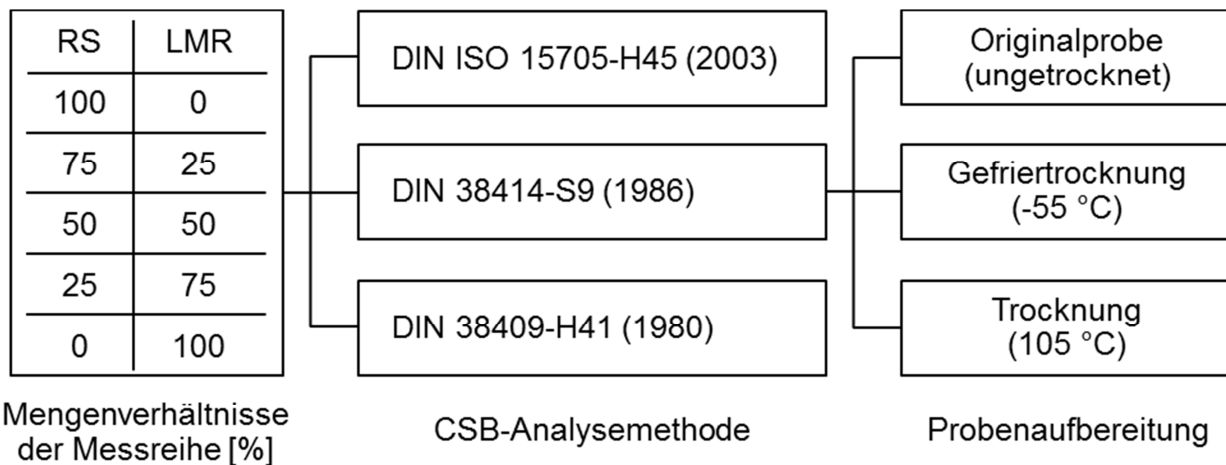


Abbildung 8: CSB-Untersuchung der Messreihe, vgl. Zeig et al. (2012a) - modifiziert

Basierend auf den Untersuchungsergebnissen wird vermutet, dass es während der Proben-
vorbehandlung mittels Gefriertrocknung zu einem Verlust an CSB in der getrockneten Probe
kommt, vgl. Kapitel 5.1. Aus diesem Grund wird eine Stoffstrombilanzierung des Gefrier-
trocknungsprozesses (Untersuchung der In- und Outputströme) durchgeführt. Bei den unter-
suchten Proben handelt es sich um die Originalprobe einer Substratmischung aus Roh-
schlamm und überlagerten Lebensmittelresten (RS: 35 Massen-%, LMR: 65 Massen-%)
sowie um deren getrocknete Probe und das während des Gefriertrocknungsprozesses angefal-
lene Kondensatwasser. Zu Beginn erfolgt eine CSB-Analyse nach DIN 38414-S9 (1986) aus
einem Aliquot der homogenisierten Originalprobe. Anschließend wird die Probe gefrierge-
trocknet, wobei das Kondensatwasser aufgefangen wird. Hierzu wird die Gefriertrocknungs-
anlage im Vorfeld der Versuche mittels Wasser, Tensiden und Aceton gereinigt und für die
Versuche vorbereitet. Der CSB der gefriergetrockneten Probe wird nach DIN 38414-S9
(1986) und der CSB des Kondensatwassers wird nach DIN 38409-H41 (1980) bestimmt. Des
Weiteren erfolgt eine Untersuchung der organischen Säuren sowohl in der Originalprobe
(nach Zentrifugation und Membranfiltration) als auch im Kondensat.

4.3 Laborversuche

Zur Bestimmung des Abbauverhaltens und der Gasausbeute der in Kapitel 4.1 aufgeführten
Einzelsubstrate werden Laborgärversuche nach VDI Richtlinie 6430 durchgeführt, vgl. VDI
(2006). Des Weiteren werden unterschiedliche Substratmischungen untersucht. Auf diese
Weise soll einerseits die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den Ergebnissen der halbtech-
nischen Versuchsanlage untersucht und andererseits die Korrelation des Abbauverhaltens
von Einzelsubstraten und Substratmischungen überprüft werden. Es werden insgesamt drei
labortechnische Versuchsreihen im Technikum des Instituts IWAR der Technischen Univer-
sität Darmstadt durchgeführt. In Versuchsreihe I und III wird das Gärsystem der Firma WTW
GmbH & Co. KG und in Versuchsreihe II wird das Gärsystem der Firma BlueSens verwen-
det. Die Versuchsreihen I und II werden im Rahmen von betreuten Master- und Studien-
arbeiten am Institut IWAR der Technischen Universität Darmstadt durchgeführt, vgl. Schenk
(2011) und Staszewska (2012).

4.3.1 Aufbau und Betrieb der Laborversuche

Versuchsreihen I und III

Bei dem Versuchsaufbau des Gärsystems der Firma WTW GmbH & Co. KG (OxiTop Control) handelt es sich um mehrere Gärreaktoren (Messflaschen), die in einer Klimakammer bei 37 °C über einen Zeitraum von rd. 21 Tagen betrieben werden. Die Messflaschen besitzen ein Füllvolumen von einem Liter und verfügen über zwei seitliche Anschlussstutzen sowie einen erweiterten Flaschenhals. Nach der Einwaage des Impfschlammes und der jeweiligen Substrate werden die Flaschen vor dem gasdichten Verschließen mit Stickstoff gespült. Zum Verschließen des Flaschenhalses dient ein Druckmesskopf. Dieser zeichnet die Druckentwicklung, die durch die Gaserzeugung des Abbauprozesses entsteht, während des Versuchszeitraums auf. Die Daten können über einen Controller (Infrarot-Schnittstelle) jederzeit abgerufen und auf einen PC übertragen werden. Zur Datenübertragung und Datenauswertung wird das Kommunikationsprogramm ACHAT OC verwendet, vgl. Abbildung 9.

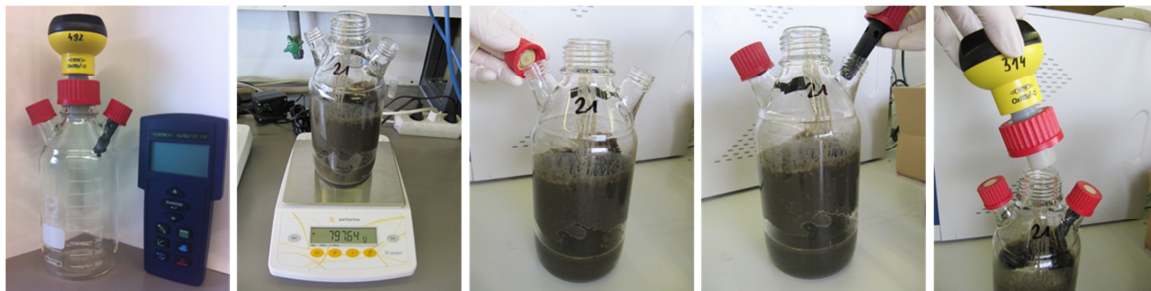


Abbildung 9: Versuchseinbau der Versuchsreihen I und III

Die Flaschen werden täglich manuell durchmischt. Hierzu wird vorab ein Magnetrührer in jede Flasche gelegt, um die Durchmischung zu unterstützen. In Abhängigkeit von den untersuchten Substraten bzw. Substratmischungen kann es zu Druckentwicklungen kommen, die den Messbereich der Druckmessköpfe überschreiten. Aus diesem Grund wird der Druck täglich überprüft und falls erforderlich reduziert. Hierzu findet eine Gasentnahme an einem der beiden seitlichen Anschlussstutzen mittels Laborspritze statt. Das entnommene Gas jeder Messflasche wird über den gesamten Untersuchungszeitraum in separaten Gasballons gesammelt, um im Anschluss die Zusammensetzung der Mischproben mittels Gaschromatograph zu bestimmen, vgl. Kapitel 4.2.3.1. Zudem werden vor dem Versuchsaufbau Gasproben aus den Messflaschen genommen und separat mittels GC analysiert, vgl. Abbildung 10.



Abbildung 10: Gasentnahmen (Druckregulierung) während des Gärprozesses

Versuchsreihe II

Das Gärsystem der Firma BlueSens baut auf dem gleichen Grundprinzip der in der Klimakammer durchgeführten Versuchsreihen auf. Es handelt sich ebenfalls um gasdicht verschließbare Messflaschen mit einem etwas größeren Füllvolumen von 1,2 Litern. Analog zu den Versuchsreihen I und III werden die Messflaschen mit Impfschlamm und Substrat bzw. Substratmischungen befüllt. Zur Erzielung einer konstanten Betriebstemperatur von 37 °C werden die Flaschen in ein beheizbares Wasserbad gestellt, das über sechs Probenstellplätze verfügt. Die Durchmischung erfolgt analog zu den Versuchsreihen I und III. Der Unterschied besteht in der Ermittlung des produzierten Biogasvolumens und dessen Zusammensetzung. Jede Messflasche ist mit zwei separaten Infrarot-Gassensoren zur kontinuierlichen Messung der Gastemperatur, des produzierten Gasvolumens und dessen Methan- und Kohlendioxidgehalts ausgestattet. Die Messwerte werden über zwei Multiplex-Boxen automatisch erfasst und direkt an einen PC übermittelt. Zur Datenauswertung wird das Programm BACVis, das mit Microsoft Excel kompatibel ist, verwendet. Das Normvolumen der Gasproduktion wird über die Software automatisch aus den Messdaten errechnet. Zusätzlich ist jede Messflasche an einen Microgazähler der Firma Ritter angeschlossen, um die Gasvolumenproduktion zusätzlich zu überprüfen, vgl. Abbildung 11.

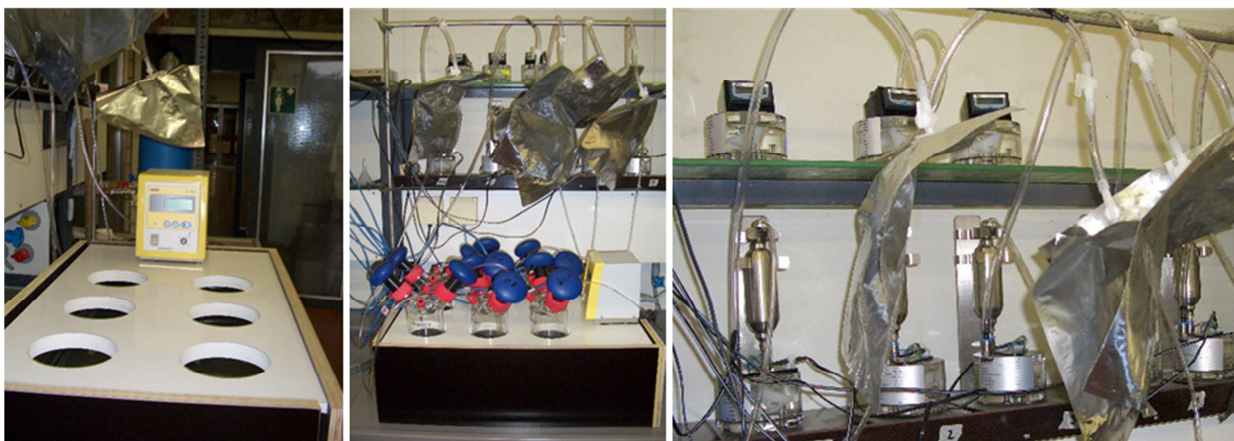


Abbildung 11: Gärsystem der Versuchsreihe II, vgl. Staszewska (2012)

4.3.2 Versuchsprogramm - labortechnischer Maßstab

Um die Plausibilität der Ergebnisse nachweisen zu können, wird von allen Ansätzen eine Mehrfachbestimmung durchgeführt. Alle Substrate und Substratmischungen werden zusammen mit einer definierten Menge Impfschlamm angesetzt, vgl. Kapitel 4.1. Aus diesem Grund ist es erforderlich, in jeder Versuchsreihe reine Impfschlammansätze zu untersuchen (Referenzansätze: Erfassung der Blindgasproduktion), um deren Anteil am Abbauprozess der restlichen Ansätze subtrahieren zu können. Zur Überprüfung der biologischen Aktivität der eingesetzten Impfschlämme wird in den Versuchsreihen I und III zusätzlich mikrokristalline Cellulose mit Impfschlamm vergoren. Cellulose stellt eine Reinsubstanz dar, die in einer gemäßigten Geschwindigkeit vollständig abbaubar ist, vgl. VDI (2006). Es liegt eine ausreichend gute Leistungsfähigkeit der biologisch aktiven Masse des Impfschlammes vor, wenn rd. 80 % der maximal realisierbaren Gasausbeute produziert werden. In Versuchsreihe II ist dies aufgrund der begrenzten Anzahl an Messplätzen nicht möglich. Aus diesem Grund wird

die Stabilität der Versuche ergänzend anhand der Summenlinienverläufe der Gasausbeute und deren Vergleich untereinander bewertet, vgl. Kapitel 5.2.3.1.

Versuchsreihe I

Die Versuchsreihe I erstreckt sich über einen Zeitraum von 23 Tagen (25.07.-17.08.2011). Es werden insgesamt 24 Messflaschen in der Klimakammer angesetzt, die sich aus einer Dreifachbestimmung von acht unterschiedlichen Ansätzen zusammensetzen. Als Referenz werden drei Impfschlammansätze und zur Überprüfung des Abbauprozesses des Impfschlammes drei Ansätze mit Impfschlamm und Cellulose untersucht. Zudem werden neben den Einzelsubstraten Rohschlamm, überlagerte Lebensmittelreste und Fäkalschlamm zwei unterschiedliche Substratmischungen aus Rohschlamm und überlagerten Lebensmittelresten untersucht, vgl. Tabelle 17. Der Mischungsansatz M_lt-6 besteht aus Rohschlamm, Lebensmittelresten und Fäkalschlamm. Aufgrund von Auswertungsschwierigkeiten wird dieser Ansatz in Versuchsreihe III wiederholt.

Tabelle 17: Substrate und Substratmischungen der labortechnischen Versuchsreihe I

Versuchsreihe I ¹	Ansätze ²	Substratmischungen	RS	LMR	FKS
RS_lt-1	3/3	Mengenverhältnis [%]	100	-	-
		oTR-Verhältnis [%]	100	-	-
		CSB-Verhältnis [%]	100	-	-
M_lt-2 (RS-LMR)	3/3	Mengenverhältnis [%]	90	10	-
		oTR-Verhältnis [%]	65	35	-
		CSB-Verhältnis [%]	59	41	-
M_lt-3 (RS-LMR)	3/3	Mengenverhältnis [%]	80	20	-
		oTR-Verhältnis [%]	45	55	-
		CSB-Verhältnis [%]	41	59	-
LMR_lt-4	2/3	Mengenverhältnis [%]	-	100	-
		oTR-Verhältnis [%]	-	100	-
		CSB-Verhältnis [%]	-	100	-
FKS_lt-5	3/3	Mengenverhältnis [%]	-	-	100
		oTR-Verhältnis [%]	-	-	100
		CSB-Verhältnis [%]	-	-	100
M_RS-LMR-FKS_lt-6	0/3	Mengenverhältnis [%]	k. A.		

¹ M=Mischung von Substraten; lt = labortechnischer Betrieb

² Anzahl der zur Auswertung geeigneten Ansätze

Versuchsreihe II

Die Versuchsreihe II erstreckt sich über einen Zeitraum von 20 Tagen (21.12.2011-10.01.2012). Es werden insgesamt sechs Messflaschen (drei Doppelbestimmungen) in einem beheizbaren Wasserbad angesetzt. Davon werden als Referenz zwei Impfschlammansätze

untersucht. Darüber hinaus findet eine Untersuchung von Fäkalschlamm und einer Mischung aus Fäkalschlamm und überlagerten Lebensmittelresten statt, vgl. Tabelle 18.

Tabelle 18: Substrat und Substratmischung der labortechnischen Versuchsreihe II

Versuchsreihe II	Ansätze	Substratmischungen	RS	LMR	FKS
M_lt-7 (LMR-FKS)	2/2	Mengenverhältnis [%]	-	10	90
		oTR-Verhältnis [%]	-	55	45
		CSB-Verhältnis [%]	-	57	43
FKS_lt-8	1/2	Mengenverhältnis [%]	-	-	100
		oTR-Verhältnis [%]	-	-	100
		CSB-Verhältnis [%]	-	-	100

Versuchsreihe III

Die Versuchsreihe III erstreckt sich über einen Zeitraum von 20 Tagen (01.-21.11.2012). Analog zur Versuchsreihe I werden insgesamt 24 Messflaschen in der Klimakammer ange-
setzt (Dreifachbestimmung von acht unterschiedlichen Ansätzen), vgl. Tabelle 19.

Tabelle 19: Substrate und Substratmischungen der labortechnischen Versuchsreihe III

Versuchsreihe III	Ansätze	Substratmischungen	RS	LMR	FKS
RS_lt-9	2/3	Mengenverhältnis [%]	100	-	-
		oTR-Verhältnis [%]	100	-	-
		CSB-Verhältnis [%]	100	-	-
LMR_lt-10	2/3	Mengenverhältnis [%]	-	100	-
		oTR-Verhältnis [%]	-	100	-
		CSB-Verhältnis [%]	-	100	-
FKS_lt-11	3/3	Mengenverhältnis [%]	-	-	100
		oTR-Verhältnis [%]	-	-	100
		CSB-Verhältnis [%]	-	-	100
M_lt-12 (RS-FKS)	3/3	Mengenverhältnis [%]	33	-	67
		oTR-Verhältnis [%]	54	-	46
		CSB-Verhältnis [%]	51	-	49
M_lt-13 (RS-LMR-FKS)	2/3	Mengenverhältnis [%]	31	8	61
		oTR-Verhältnis [%]	33	39	28
		CSB-Verhältnis [%]	30	41	29
M_lt-14 (RS-LMR-FKS)	3/3	Mengenverhältnis [%]	25	25	50
		oTR-Verhältnis [%]	15	72	13
		CSB-Verhältnis [%]	13	74	13

Als Referenz werden drei Impfschlammansätze und zur Überprüfung der biologischen Aktivität des Impfschlammes drei Ansätze mit Impfschlamm und Cellulose untersucht. Weiterhin werden die Einzelsubstrate Rohschlamm, Lebensmittelreste und Fäkalschlamm erneut untersucht. Bei den Substratmischungen handelt es sich um eine Mischung aus Rohschlamm und Fäkalschlamm sowie zwei Mischungen aus allen drei Substraten mit unterschiedlichen Mischungsverhältnissen.

Mit den Ansätzen der drei Versuchsreihen werden somit alle Einzelsubstrate und deren Kombinationen untersucht. Die Mehrfachuntersuchung der Einzelsubstrate ermöglicht zudem einen Vergleich der drei Versuchsreihen untereinander, vgl. Tabelle 20.

Tabelle 20: Übersicht der labortechnischen Versuchsphasen

Substrate	Rohschlamm	Lebensmittelreste	Fäkalschlamm
RS	RS_lt-1 RS_lt-9	M_lt-2 M_lt-3	M_lt-12
LMR	M_lt-13 M_lt-14	Bio_lt-4 Bio_lt-10	M_lt-7
FKS			FKS_lt-5 FKS_lt-8 FKS_lt-11

4.3.3 Analyseprogramm - labortechnischer Maßstab

Das Analyseprogramm beinhaltet die Analytik der eingesetzten Substrate und Substratmischungen vor dem Einbau der Gärversuche sowie die Analytik der jeweiligen Messflascheninhalte am Ende der Untersuchungszeiträume. Um die organische Zusammensetzung und die Abbaubarkeit der Ansätze bewerten zu können, werden der TR und der GV sowie der CSB_{gesamt} und TOC bestimmt. Die Durchführung der Analysen erfolgt analog zu den in Kapitel 4.2.3.1 vorgestellten Analysemethoden im Umweltlabor des Instituts IWAR der Technischen Universität Darmstadt. Die Zusammensetzung des in den Messflaschen produzierten Faulgases und des abgelassenen und in den Gasballons gespeicherten Faulgases (Mischproben) wird am Ende des Untersuchungszeitraums mittels Gaschromatograph bestimmt, vgl. Tabelle 21.

Tabelle 21: Analyseprogramm der Laborversuche

Analyseparameter	Zeitpunkt
TR, GV und CSB _{gesamt}	Ein- und Ausbau der Versuchsreihen I bis III
TOC	Einbau der Versuchsreihen I und III
Faulgas: CH ₄ , CO ₂ , O ₂ und N ₂	nach Ausbau der Versuchsreihen I bis III

5 Ergebnisse der Untersuchungen

Die im Rahmen der Untersuchungen erzielten Ergebnisse werden zur Beurteilung der Stoffströme der kombinierten Klärschlammfaulung herangezogen. Da die Ergebnisse von der verwendeten Analysemethode abhängig sind, werden in Kapitel 5.1 zunächst die erzielten Erkenntnisse hinsichtlich der CSB-Bestimmung erläutert. Im Folgenden werden die Abkürzungen CSB und CSB_{gesamt} synonym verwendet. Auf den gelösten Chemischen Sauerstoffbedarf ($CSB_{gelöst}$) wird an den entsprechenden Stellen explizit hingewiesen. In Kapitel 5.2 wird auf die Bemessungs- und Betriebsparameter der Versuche eingegangen. Durch die Variation der Co-Substrate bzw. deren Mischungsanteilen an den Substratmischungen werden Einflüsse auf die Stabilität und die Bemessung der Faulung hinterfragt. Neben den Substrateinflüssen findet der Aspekt des Betriebstemperatureinflusses Berücksichtigung. In Kapitel 5.3 werden die Substrat- und Temperatureinflüsse auf den Abbaugrad und die spezifische Gas- bzw. Methanausbeute von Substraten bzw. Substratmischungen diskutiert. Abschließend wird auf die jeweiligen Auswirkungen der untersuchten Betriebseinstellungen auf die Gasbehandlung, die Faulschlammmentwässerung und die Rückbelastung der Kläranlage eingegangen. Aufgrund der Länge des Untersuchungszeitraums, in dem eine automatische Datenaufzeichnung und regelmäßige Probenanalyse stattfindet, wird eine umfangreiche Datenbasis von Mess- und Analysewerten geschaffen. Aus Gründen der Anschaulichkeit der erzielten Ergebnisse werden in diesem Kapitel vorrangig die Mittelwerte der diskutierten Parameter herangezogen. Bzgl. der ausführlichen Datenbasis wird an der jeweiligen Stelle auf die entsprechenden Anhänge verwiesen.

5.1 Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur CSB-Bestimmung, die sowohl einen Vergleich unterschiedlicher CSB-Analysemethoden als auch einen Vergleich unterschiedlicher Probenaufbereitungsmethoden beinhalten, werden in diesem Kapitel diskutiert, vgl. Kapitel 4.2.4. Des Weiteren werden die Substrateinflüsse auf die jeweiligen Ergebnisse beurteilt (Messreihe aus RS, LMR und RS-LMR-Mischungen). Die Ergebnisse der CSB-Analysen aus Originalproben nach DIN 38414-S9 (1986), DIN 38409-H41 (1980) und DIN ISO 15705-H45 (2003) (Schnelltest LCK 014 und LCK 513) werden in Tabelle 22 aufgeführt.

Tabelle 22: Vergleich der CSB-Analyseergebnisse der Originalproben nach unterschiedlichen Analyseverfahren, vgl. Zeig et al. (2012a)

Substrat	DIN 38414-S9 [mg CSB/ g TR]	DIN 38409-H41 [mg CSB/ g TR]	LCK 014 [mg CSB/ g TR]	LCK 514 [mg CSB/ g TR]
RS	1.268	1.254 (Δ -1,1 %) *	1.239 (Δ -2,3 %) *	1.271 (Δ 0,2 %) *
RS : LMR (50:50)	1.602	1.642 (Δ 2,5 %) *	1.525 (Δ -4,8 %) *	1.548 (Δ -3,4 %) *
LMR	1.744	1.844 (Δ 5,7 %) *	1.628 (Δ -6,7 %) *	1.458 (Δ -16,4 %) *

* prozentuale Abweichung (Δ) jeweils im Vergleich zu DIN 38414-S9

Die Analyseergebnisse der reinen Rohschlammproben sind bei allen Verfahren vergleichbar. Mit zunehmendem LMR-Anteil nehmen die Abweichungen zwischen den Analyseergebnissen nach DIN 38414-S9 (1986) und den anderen Analysemethoden zu. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen nach DIN 38414-S9 (1986) und DIN 38409-H41 (1980) können auf zwei Ursachen zurückgeführt werden. Hinsichtlich der CSB-Analyse nach DIN 38414-S9 (1986) können durch die vergleichsweise geringe Einwaagemenge Ungenauigkeiten entstehen. Zudem kann es durch die Probenverdünnung bei der Bestimmungsmethode nach DIN 38409-H41 (1980) zu einem günstigeren Verhältnis von Oxidationsmittel und Katalysator zu Substanz und damit zu einer geringfügig besseren Oxidation verglichen mit DIN 38414-S9 (1986) kommen. Hinsichtlich der CSB-Ergebnisse nach DIN ISO 15705-H45 (2003) ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der für die CSB-Analyse mit Schnelltests notwendigen Verdünnung ebenfalls Ungenauigkeiten entstehen können. Insbesondere bei Proben mit hohem Fettanteil (wie LMR) können Rückstände in Kolben und Pipette verbleiben und auf diese Weise ein vermindertes CSB-Ergebnis hervorrufen. Darüber hinaus können Substanzen im Substrat enthalten sein, die die photometrische Bestimmung stören. Die Methode nach DIN 38414-S9 (1986) wird für die CSB-Bestimmung als am besten geeignet angesehen, da sie keine Probenverdünnung beinhaltet.

In Tabelle 23 werden spezifische Schlammkennwerte der Messreihe sowie die nach DIN 38414-S9 (1986) bestimmten CSB-Gehalte nach unterschiedlicher Probenaufbereitung (homogenisierte Originalproben, Gefriertrocknung (GF), Trocknung bei 105 °C) dargestellt.

Tabelle 23: CSB-Analyseergebnisse in Abhängigkeit der Probenaufbereitung, vgl. Zeig et al. (2012a)

Analyseparameter		Substratmischungen RS : LMR [Massen-%]				
		100 : 0	75 : 25	50 : 50	25 : 75	0 : 100
TR	[%]	3,9	4,2	4,8	5,2	5,8
GV	[g/100 g TR]	78	83	86	88	90
CSB _{Original}	[mg CSB/g TR]	1.268	1.467	1.602	1.668	1.744
	[mg CSB/g oTR]	1.618	1.778	1.861	1.896	1.940
CSB _{GF}	[mg CSB/g TR]	1.234	1.392	1.507	1.576	1.644
	[mg CSB/g oTR]	1.574	1.686	1.750	1.791	1.829
CSB _{105 °C}	[mg CSB/g TR]	1.233	1.369	1.493	1.579	1.651
	[mg CSB/g oTR]	1.573	1.659	1.735	1.795	1.836
Δ CSB _{GF} zu CSB _{Original} ¹	[%]	2,7	5,1	5,9	5,5	5,7
Δ CSB _{GF} zu CSB _{105 °C} ²	[%]	-0,1	-1,7	-0,9	0,2	0,4

$$^1 \Delta = \left(1 - \frac{\text{CSB}_{\text{GF}}}{\text{CSB}_{\text{Original}}}\right) \cdot 100 \quad ^2 \Delta = \left(1 - \frac{\text{CSB}_{\text{GF}}}{\text{CSB}_{105\text{ °C}}}\right) \cdot 100 \quad (\text{CSB jeweils auf TR bezogen})$$

Mit der Zunahme des Anteils an überlagerten Lebensmittelresten steigt der spezifische auf den TR bezogene CSB aufgrund des steigenden GV erwartungsgemäß an. Aber auch der auf oTR bezogene CSB steigt an. Das heißt, dass die zu erwartende Methanbildung mit steigendem Biomasseanteil zunimmt.

In Abhängigkeit der Probenaufbereitung treten des Weiteren Abweichungen der jeweiligen CSB-Ergebnisse der Untersuchungsreihe auf. Die Ergebnisabweichungen zwischen den gefriergetrockneten und bei 105 °C getrockneten Proben liegen unter 2 % und sind somit nicht signifikant (der Bereich des Variationskoeffizienten der Ringversuche liegt bei 2,0-2,7 %, vgl. DIN 38414-S9 (1986)). Die Aussage nach Bekker (2007), dass die Gefriertrocknung eine schonendere Probenaufbereitungsmethode im Vergleich zur Trocknung bei 105 °C darstellt, wird somit nicht bestätigt.

Der Vergleich der CSB-Messungen zwischen den Originalproben und gefriergetrockneten Proben weist bei Zugabe von LMR Abweichungen von 5,1-5,9 % auf, wobei diese unabhängig vom LMR-Anteil an der Substratmischung sind. Bei der reinen Klärschlammprobe liegt die Abweichung der CSB-Messungen dagegen bei 2,7 % und somit wiederum im Bereich der Messunsicherheit des Verfahrens. Die Ergebnisse zeigen, dass die Probenvorbehandlung einen signifikanten Einfluss auf den Messwert haben kann, wobei dieser von der Zusammensetzung der Probe (unterschiedliche Substrate) beeinflusst wird.

Anhand einer CSB-Bilanzierung wird der Gefriertrocknungsprozess einer Substratmischung, bestehend aus 35 % Rohschlamm und 65 % Lebensmittelresten, überprüft. Die Abweichung der CSB-Messwerte der gefriergetrockneten Probe von der Originalprobe liegt bei 51 mg CSB/g TR (rd. 3,3 % des Messwerts der Originalprobe), vgl. Abbildung 12.

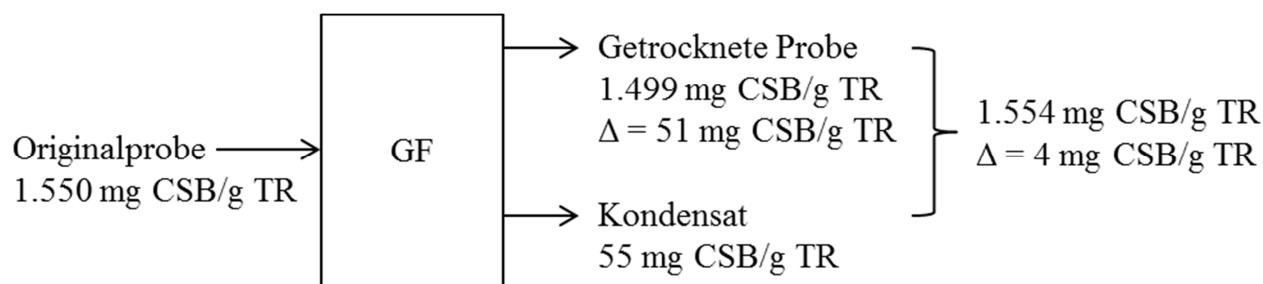


Abbildung 12: CSB-Bilanzierung des Gefriertrocknungsprozesses

Durch die Berücksichtigung des CSB, der mit dem Kondensat abgeschieden wird (Summe des CSB aus Gefriertrocknung und Kondensat), verringert sich die Abweichung zur Originalprobe auf 4 mg CSB/g TR (rd. 0,3 % der Originalprobe). Während des Gefriertrocknungsprozesses kommt es somit bedingt durch die Kondensatbildung zu CSB-Verlusten.

Die Ergebnisse der Untersuchung der organischen Säuren, sowohl im Filtrat der Originalprobe als auch im Kondensat der Gefriertrocknung, werden in Tabelle 24 dargestellt. In der Originalprobe liegt die Konzentration der mittels IC gemessenen organischen Säuren bei 3.792 mg/L. Die organischen Säuren werden hauptsächlich durch Ameisensäure und Essigsäure gebildet. Ihr gemeinsamer Anteil liegt bezogen auf die Gesamtkonzentration bei 87 %.

Tabelle 24: Konzentration der organischen Säuren in der Originalprobe und im Kondensat

IC-Messung der organischen Säurekonzentration	Filtrat der Originalprobe		Kondensat der Gefriertrocknung	
	[mg/L]	[%]	[mg/L]	[%]
Ameisensäure (Methansäure)	2.248	59	10	1
Essigsäure (Ethansäure)	1.043	28	700	72
Propionsäure (Propansäure)	87	2	66	7
Iso-Buttersäure	124	3	9	1
Buttersäure (Butansäure)	140	4	97	10
Iso-Valeriansäure	30	1	21	2
Valeriansäure (Pentansäure)	120	3	66	7
Summe org. Säuren	3.792	100	970	100

Im Kondensat der Gefriertrocknung beträgt die Konzentration der organischen Säuren rd. 970 mg/L, dies entspricht rd. 26 % der organischen Säuren, die im Filtrat gemessen werden. Im Kondensat wird nur eine geringe Konzentration von Ameisensäure gemessen (< 0,5 % der Ameisensäure im Filtrat der Originalprobe). Durch die hohe Flüchtigkeit der Essigsäure kann diese überwiegend im Kondensat nachgewiesen werden (rd. 67 % der Essigsäure im Filtrat der Originalprobe). Ebenso weisen die Propion-, Butter- und Iso-Valeriansäuren eine hohe Flüchtigkeit auf, die allerdings aufgrund ihrer geringen Anteile an der Gesamtkonzentration der organischen Säuren weniger ausschlaggebend sind. Aus den Untersuchungsergebnissen wird ersichtlich, dass das Ergebnis der CSB-Analyse durch die Probenaufbereitung beeinflusst wird und die Stärke dieses Einflusses von der Beschaffenheit der jeweiligen Probe abhängig ist. Die deutlich stärkeren Abweichungen bei den Proben mit LMR lassen sich auf einen größeren Anteil an leicht flüchtiger Substanz im Vergleich zu Rohschlamm zurückführen, die während des Trocknungsprozesses aus der Probe entweichen und somit deren CSB vermindern.

Basierend auf den erworbenen Erkenntnissen wird die Probenaufbereitung zur Bestimmung des CSB vor dem Auswertungszeitraum der halbtechnischen Versuchsphase M_{ht}-4 angepasst. Während die gefriergetrockneten Proben weiterhin der Bestimmung des TOC dienen (eine TOC-Bestimmung aus der Originalprobe ist unter dem gegebenen Analyseoptionen nicht realisierbar), wird der CSB nach DIN 38414-S9 aus der Originalprobe bestimmt. Im Hinblick auf die Datenauswertung der halbtechnischen Versuchsphasen M_{ht}-2 und M_{ht}-3, deren Substratmischungen sich aus Rohschlamm und Küchen- und Kantinenabfällen zusammensetzen, ist im Folgenden zu beachten, dass die CSB-Messwerte aus gefriergetrockneten Proben bestimmt wurden. Da die qualitativen Aussagen der Ergebnisse hinsichtlich der Inhalte der Kapitel 5.2 und 5.3 relevant sind, werden sie in die Ergebnisdiskussion integriert. Im Rahmen der CSB-Bilanzierung wird der Schwerpunkt in dieser Arbeit klar auf die Ergebnisse ab Versuchsphase M_{ht}-4 (RS-LMR) sowie die labortechnischen Versuchsergebnisse gelegt, vgl. Kapitel 5.3.2.3.

5.2 Bemessungs- und Betriebsparameter

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen werden sowohl Rohschlamm als auch Bioabfälle und Fäkalschlamm behandelt. Auf diese Weise sollen die Einflüsse unterschiedlicher Co-Substraten auf eine kombinierte Behandlung mit Rohschlamm hinterfragt werden. Im Folgenden wird zunächst die organische Zusammensetzung der untersuchten Substrate und Substratmischungen charakterisiert. Im Anschluss findet eine Kohlenstoff- bzw. CSB-basierte Beurteilung der Substrate und Substratmischungen statt, die die Bestimmung der maximal realisierbaren Gas- bzw. Methanausbeute unter Annahme eines vollständigen Abbaus der organischen Substanz beinhaltet. Abschließend wird auf die Stabilität der Laborversuche und der halbtechnischen Faulungsprozesse in Abhängigkeit von der Betriebstemperatur und der organischen Raumbelastung eingegangen und es werden Rückschlüsse hinsichtlich der Bemessung von Co-Vergärungsanlagen gezogen.

5.2.1 Charakterisierung der organischen Zusammensetzung der Substrate

Der in der Praxis gängige Parameter zur Definition der organischen Zusammensetzung von Substraten ist der organische Trockenrückstand respektive der Glühverlust, vgl. Kapitel 2.2.2. Darüber hinaus stellen der CSB als auch der TOC geeignete Parameter zur Charakterisierung der organischen Zusammensetzung von Substraten dar, vgl. Kapitel 2.2.4. In der Literatur findet die Charakterisierung der organischen Zusammensetzung sowie des Abbaugrads und der spezifischen Faulgasausbeute unterschiedlicher Substrate meist anhand des oTR statt, vgl. Kapitel 2.3.4. Angaben bezüglich des CSB- oder TOC-Gehalts von in der Co-Vergärung eingesetzten Substraten werden vereinzelt publiziert, reichen jedoch aufgrund ihrer Quantität und Qualität für eine vergleichende Aufstellung nicht aus. Hinsichtlich der Qualität ist hierbei zu erläutern, dass oftmals keine Angabe zum angewendeten Analyseverfahren zur Verfügung steht, was die Vergleichbarkeit insbesondere hinsichtlich des CSB beeinträchtigt, vgl. Kapitel 5.1.

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen werden alle genannten Parameter bestimmt, um die organische Zusammensetzung der eingesetzten Substrate zu charakterisieren, vgl. Tabelle 25. Aufgrund der unterschiedlich langen Untersuchungszeiträume der Substrate sind saisonale Schwankungen besonders hinsichtlich der Trockenrückstände zu beachten.

Tabelle 25: Organische Zusammensetzung der verwendeten Ausgangssubstrate

Parameter ^{1,2}			RS	KKA	LMR	FKS
TR	N	[-]	280	82	50	39
	$\bar{x} \pm s$	[%]	$4,1 \pm 0,8$	$6,2 \pm 1,4$	$18,6 \pm 2,5$	$2,1 \pm 0,2$
GV	N	[-]	226	82	35	22
	$\bar{x} \pm s$	[g/100 g TR]	72 ± 5	92 ± 2	90 ± 1	70 ± 3
CSB	N	[-]	123	23	37	22
	$\bar{x} \pm s$	[mg/g TR]	1.123 ± 90	1.400 ± 84	1.644 ± 94	1.270 ± 86
TOC	N	[-]	39	22	21	13
	$\bar{x} \pm s$	[mg/g TR]	327 ± 22	455 ± 17	475 ± 16	366 ± 16

¹ Die Datenbasis setzt sich sowohl aus den Ausgangssubstraten der halbtechnischen Versuchsreihen als auch der Laborversuchsreihen zusammen.

² N = Anzahl der Proben; \bar{x} = Mittelwert; s = Standardabweichung

Mit durchschnittlich 4,1 % TR und 72 % GV liegen die Analyseergebnisse des Rohschlamm (RS) in einem Bereich, der durch Angaben in der Literatur bestätigt wird, vgl. Tabelle 11 in Kapitel 2.3.4. Es handelte sich hierbei um Mischungen aus Primär- und Überschussschlamm, deren Verhältnis in Abhängigkeit vom Kläranalagenbetrieb von 1:1 bis 1:2 variiert. Der CSB liegt bei rd. 1.100 mg CSB/g TR und der TOC bei rd. 330 mg TOC/g TR.

Die Küchen- und Kantinenabfälle (KKA) werden vor der Laboranalyse unter Zugabe von Wasser zerkleinert und homogenisiert. Aus diesem Grund beträgt der TR rd. 6,2 %, während der TR der überlagerten Lebensmittelreste (LMR), die bereits zerkleinert und hygienisiert angeliefert und erst im Anschluss an die Analyse mit Wasser verdünnt werden, bei rd. 18,6 % liegt. Der Glühverlust der beiden Bioabfälle liegt mit 92 % bzw. 90 % in einem ähnlichen Bereich. Diese Werte werden auch von Literaturangaben für Küchen- und Kantinenabfälle sowie überlagerten Lebensmittelreste bestätigt, vgl. Tabelle 11 in Kapitel 2.3.4. Demgegenüber unterscheiden sich die CSB- und TOC-Gehalte der beiden Co-Substrate deutlich voneinander. Sowohl der CSB als auch der TOC von LMR liegen über den entsprechenden Werten von KKA. Im Vergleich zum RS sind die CSB- und TOC-Gehalte von KKA und LMR deutlich höher.

Bei der Charakterisierung der organischen Zusammensetzung von Fäkalschlamm (FKS) ist die Lagerungsdauer des jeweiligen Schlammes zu berücksichtigen, vgl. Kapitel 2.3.4. Der verwendete Fäkalschlamm wurde einmalig beschafft und für den gesamten Versuchszeitraum von rd. 21 Monaten gelagert. Im Zeitverlauf ist eine klare Zunahme des Trockenrückstands von 1,9 % (FKS_lt-5, 07/2011) über 2,3 % (FKS_lt-8, 12/2011) bis 2,5 % (FKS_lt-11, 11/2012) zu beobachten. Dies geht mit einer Abnahme des GV, CSB und TOC einher (Abbau organischer Substanz während der Lagerungsdauer), vgl. Tabelle 26. Bei der Beurteilung der Untersuchungsergebnisse zum Abbauverhalten dieser Laborversuchsreihen wird dieser Umstand berücksichtigt. Im Mittel liegen der Trockenrückstand des FKS bei rd. 2,1 %

und der Glühverlust bei rd. 70 %. Die organische Zusammensetzung unterscheidet sich bezogen auf den oTR nur geringfügig von RS. Es treten jedoch deutliche Unterschiede bezüglich des CSB und des TOC auf, die beide über den entsprechenden Werten von RS liegen.

In Abhängigkeit von der jeweiligen Substratmischung resultieren die in Tabelle 26 aufgelisteten organischen Zusammensetzungen der in den halb- und labortechnischen Versuchsreihen untersuchten Beschickungssubstrate und Substratmischungen.

Tabelle 26: Organische Zusammensetzung der Substrate bzw. Substratmischungen der durchgeführten Versuchsreihen

Versuchsreihen	TR [%]	GV [g/100 g TR]	CSB [mg/g TR]	TOC [mg/g TR]
Versuchsphasen im halbtechnischen Maßstab ¹				
RS_ht-1	4,1	72,2	1.065	328
M_ht-2	4,7	82,6	1.284	391
M_ht-3	5,1	89,1	1.375	439
M_ht-4	3,7	86,7	1.657	466
M_ht-5	2,7	82,0	1.585	442
M_ht-6	2,7	76,4	1.448	401
RS_ht-7	3,7	68,2	1.162	324
Laborversuchsreihen				
RS_lt-1	5,2	63,9	1.051	294
M_lt-2	6,5	71,4	1.231	331
M_lt-3	7,8	75,3	1.362	343
LMR_lt-4	18,5	86,7	1.698	424
FKS_lt-5	1,9	68	1.234	357
M_lt-7	3,9	76,4	1.415	-
FKS_lt-8	2,3	65,9	1.170	-
RS_lt-9	4,9	77,1	1.175	348
LMR_lt-10	20	90,1	1.591	453
FKS_lt-11	2,5	64,5	1.107	326
M_lt-12	3,2	71	1.149	334
M_lt-13	4,5	78,1	1.309	375
M_lt-14	7,4	84,5	1.480	416

¹ Mittelwerte der Versuchsreihen bei 37 °C, vgl. Anhang 5

Um die organische Zusammensetzung (basierend auf oTR, CSB und TOC) der untersuchten Substrate und Substratmischungen miteinander zu vergleichen, werden die entsprechenden Parameterverhältnisse herangezogen. Aus Abbildung 13 wird deutlich, dass das Verhältnis von TOC zu oTR in Abhängigkeit von den Substraten kaum Veränderungen aufzeigt und bei rd. 0,5 g TOC/g oTR liegt (rote Balken).

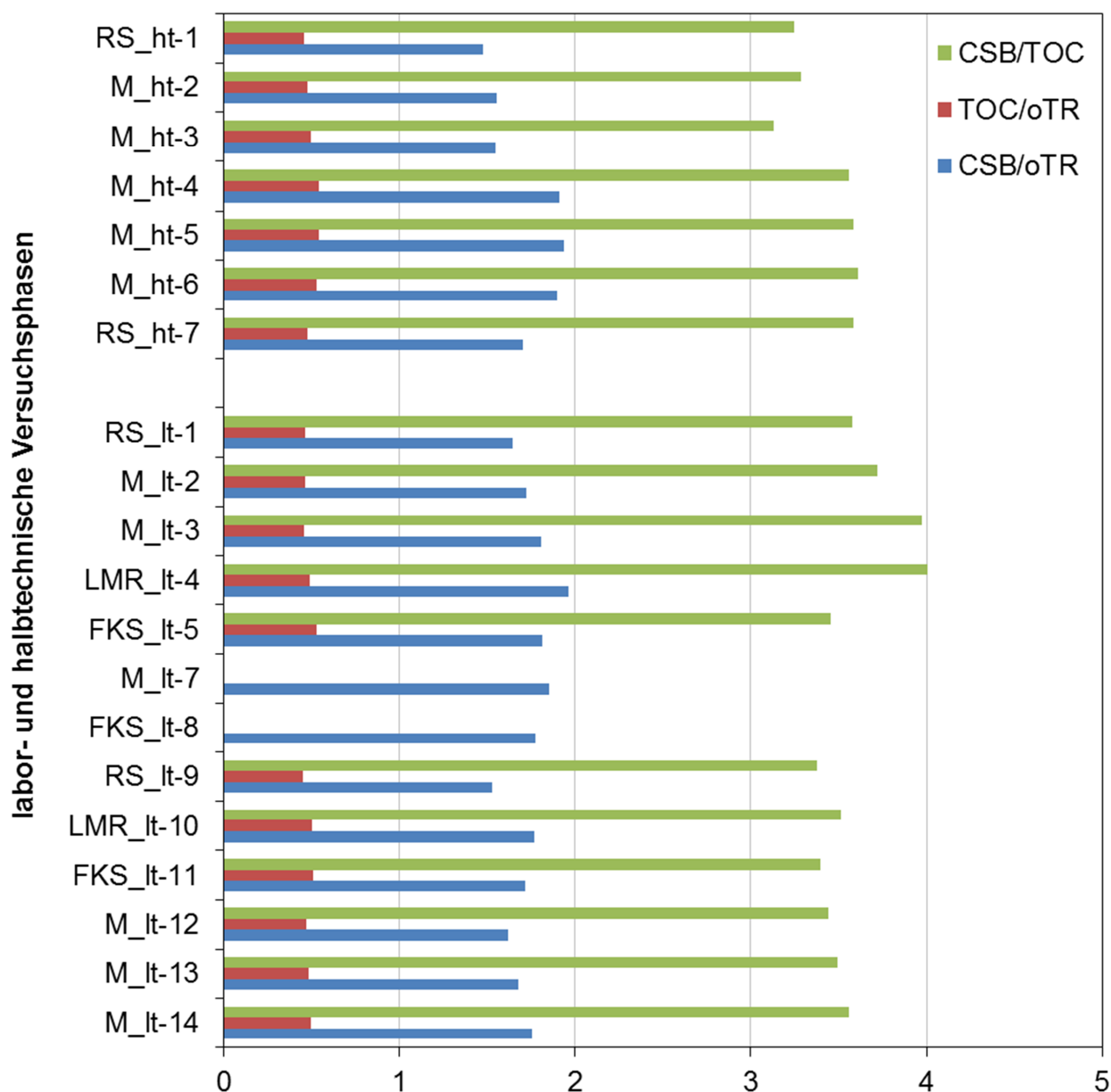


Abbildung 13: Verhältnisse aus oTR, CSB und TOC der durchgeführten Versuchsreihen, vgl. Anhang 6

Im Vergleich hierzu treten bei den CSB-oTR-Verhältnissen deutliche Abweichungen untereinander auf (blaue Balken: 1,48-1,96 g CSB/g oTR). Das ist darauf zurückzuführen, dass beispielsweise der Glühverlust von KKA und LMR nahezu gleich ist, während der CSB von LMR um rd. 17 % über dem CSB von KKA liegt. Ebenso weichen die CSB-Gehalte von RS und FKS um rd. 13 % voneinander ab, während der GV wiederum annähernd gleich ist, vgl.

Tabelle 25. Diese Eigenschaften der Ausgangssubstrate wirken sich auf die entsprechenden CSB-oTR-Verhältnisse aus. Bezogen auf die maximal erzielbare Methanausbeute (unter Annahme eines vollständigen CSB-Abbaus) ergibt sich aus den CSB-oTR-Verhältnissen eine Spannweite von 518-686 NL CH₄/kg oTR, vgl. Kapitel 2.2.4.2. Die CSB-TOC-Verhältnisse der untersuchten Substrate und Substratmischungen unterscheiden sich folglich ebenfalls voneinander. Analog zum CSB-oTR-Verhältnis liegen die CSB-TOC-Verhältnisse von LMR und FKS klar über denen von RS und KKA. Die Ergebnisse bewegen sich in einem Bereich von 3,13-4,00 g CSB/g TOC, vgl. Abbildung 13 (grüne Balken). Bezogen auf die Theorie der Kohlenstoffbilanzierung bedeutet dies, dass sich die maximal erreichbaren Methangehalte des entstehenden Faulgases bei vollständigem Abbau der organischen Substanz in einem Bereich von 59-75 Vol.-% bewegen, vgl. Kapitel 2.2.4.2. Die Ergebnisse der Versuchsreihen verdeutlichen die Tatsache, dass die Unterschiede der Zusammensetzung der organischen Substanz der Substrate über den oTR nicht erfasst werden können. Substrate mit ähnlichem Glühverlust können deutliche Abweichungen in ihrem CSB-Gehalt aufweisen. Dieser Umstand kann ebenfalls durch die Abweichungen der auf die Menge, den oTR und den CSB bezogenen Mischungsverhältnisse der untersuchten Substratmischungen verdeutlicht werden, vgl. Tabelle 15 in Kapitel 4.2.2 und Tabelle 17, Tabelle 18 und Tabelle 19 in Kapitel 4.3.2. Während beispielsweise der Mengenanteil von Rohschlamm an der Substratmischung in Phase M_{It-2} bei 90 % liegt, beträgt der oTR-Anteil 65 % und der CSB-Anteil 59 %. Der CSB stellt im Gegensatz zum oTR einen substratunabhängigen Parameter dar, der sowohl zur Bewertung der organischen Zusammensetzung als auch zur Bestimmung der maximal realisierbaren Gas- bzw. Methanausbeute (unter Annahme eines vollständigen Abbaus der organischen Substanz) geeignet ist, vgl. Kapitel 2.2.4.2.

5.2.2 Theoretische Beurteilung der Substratzusammensetzung

Die Energieträger Kohlenhydrate, Proteine und Fette stellen wesentliche Bestandteile der organischen Substanz von Substraten dar. Während deren oTR-Gehalt folglich bei 100 % liegt, unterscheiden sich sowohl deren CSB- als auch der TOC-Gehalt voneinander. Wie in Kapitel 2.2.4.2 erläutert, kann der CSB, bzw. das CSB-oTR-Verhältnis, zur Bestimmung der Methan- und somit der Energieausbeute bei vollständigem Abbau der organischen Substanz herangezogen werden. Der erreichbare Methananteil im Faulgas errechnet sich aus dem CSB-TOC-Verhältnis des jeweiligen Substrats. In Tabelle 27 werden das CSB-oTR-Verhältnis, die Methanausbeute sowie der Methananteil im Faulgas von Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten aufgeführt, vgl. Kapitel 2.2.4.1.

Tabelle 27: Vollständiger Abbau von Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten, vgl. Tabelle 4

Substrat	CSB/oTR [kg/kg]	Methanausbeute [NL CH ₄ /kg oTR]	CSB/TOC [kg/kg]	Methan [Vol.-%]	Gasausbeute [NL/kg oTR]
Kohlenhydrate	1,20	420	2,67 *	50	840 *
Proteine	1,46	511	3,79 *	71	720 *
Fette	2,87	1.005	3,73 *	70	1.436 *

* berechnete Werte

Ergänzend werden die berechneten CSB-TOC-Verhältnisse und die maximal erzielbaren Gasausbeuten der Energieträger in Tabelle 27 aufgeführt. Analog zu Tabelle 27 enthält Tabelle 28 eine Auflistung der Ausgangssubstrate der durchgeführten Versuchsreihen. Anhand des gemessenen CSB-oTR-Verhältnisses (Spalte 1) wird die maximal erreichbare Methanausbeute berechnet (Spalte 2: Methanausbeute = $\text{CSB/oTR} \cdot 350 \text{ NL CH}_4/\text{kg CSB}$). Das CSB-TOC-Verhältnis (Spalte 3) wird zur Berechnung des Methananteils im Faulgas herangezogen (Spalte 4: Methangehalt = $18,75 \cdot \text{CSB/TOC}$). Die maximal erreichbare Gasausbeute wird aus der Methanausbeute und dem Methananteil im Faulgas bestimmt (Spalte 5: Gasausbeute = $\text{Methanausbeute} \cdot 100 / \text{Methananteil}$), vgl. Kapitel 2.2.4.2.

Tabelle 28: Vollständiger Abbau der Ausgangssubstrate der durchgeführten Versuchsreihen

Substrat	CSB/oTR [kg/kg]	Methanausbeute [NL CH ₄ /kg oTR]	CSB/TOC [kg/kg]	Methan [Vol.-%]	Gasausbeute [NL/kg oTR]
	1 - MW *	2 - RW *	3 - MW *	4 - RW *	5 - RW *
RS	1,56	546	3,43	64	853
KKA	1,52	532	3,08	58	917
LMR	1,83	641	3,46	65	986
FKS	1,81	634	3,47	65	975

* Messwerte (MW), vgl. Tabelle 25; Rechenwerte (RW)

Entsprechend der CSB-oTR-Verhältnisse und der CSB-TOC-Verhältnisse des Rohschlamm und der Co-Substrate treten Unterschiede hinsichtlich der maximal erreichbaren Gas- und Methanausbeute sowie des Methananteils im Faulgas auf.

Zur Verdeutlichung werden in Abbildung 14 die CSB-oTR-Verhältnisse (Steigung der Geraden) und die maximal erreichbaren Methanausbeuten (Schnittpunkte der Geraden mit der Sekundärordinate) der Energieträger und der Ausgangssubstrate der durchgeführten Versuchsreihen grafisch gegenübergestellt. Ergänzend werden in Abbildung 14 die CSB-oTR-Verhältnisse der Ausgangssubstrate anhand von Messpunkten dargestellt. Zudem wird das CSB-oTR-Verhältnis von Faulschlamm anhand eines Messpunktes zu Vergleichszwecken hinzugefügt. Bei dem Faulschlamm handelt sich um den Mittelwert der Auswertungszeiträume der Versuchsphasen mit Rohschlamm (RS_ht-1 und RS_ht-7) des mesophilen und thermophilen Betriebs.

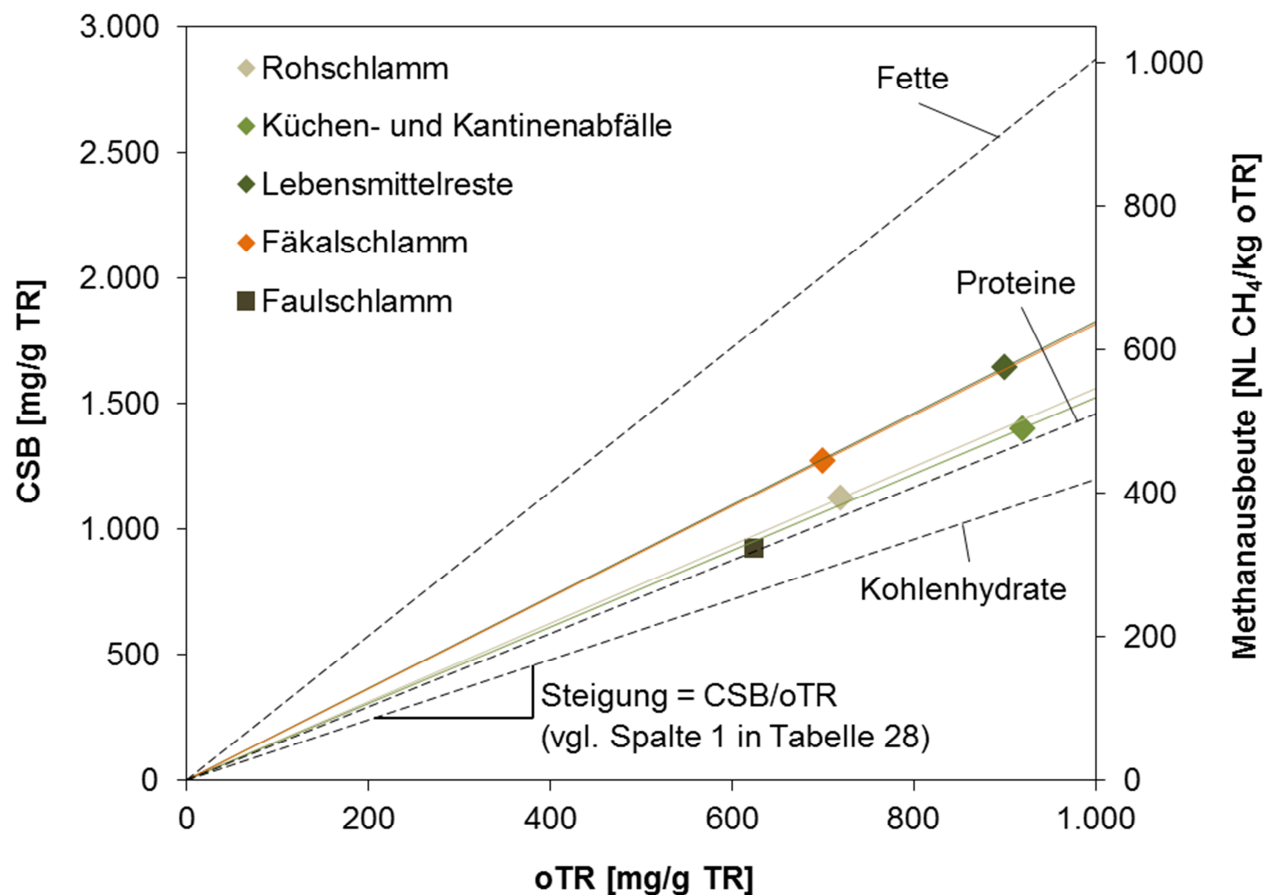


Abbildung 14: Maximal erreichbare Methanausbeute basierend auf dem CSB-oTR-Verhältnis der Energieträger und der Ausgangssubstrate der durchgeführten Versuchsreihen, vgl. Zeig et al. (2012b) - modifiziert

Die CSB-oTR-Verhältnisse und damit die maximal erzielbaren Methanausbeuten der Ausgangssubstrate liegen im Bereich zwischen Proteinen und Fetten. Sie weisen allerdings deutliche Unterschiede untereinander auf (unterschiedliche Steigungen der Geraden). Je höher das CSB-oTR-Verhältnis eines Substrates ist (je steiler die Gerade verläuft), desto höher ist deren maximal erreichbare Methanausbeute bei vollständigem Abbau der organischen Substanz. Während die maximal erreichbare Methanausbeute von Rohschlamm und Küchen- und Kantinenabfällen leicht über der der Proteine liegt, verlaufen die Geraden der Lebensmittelreste und des Fäkalschlammes deutlich steiler. Dieser Verlauf ist bei Co-Substraten wie überlagerten Lebensmittelresten zu erwarten. Erfahrungswerte aus der Praxis weisen wesentlich höhere Methanausbeuten im Vergleich zu Rohschlämmen auf. Demgegenüber ist bei Fäkalschlämmen erfahrungsgemäß von deutlich geringeren Methanausbeuten im Vergleich zu Rohschlamm auszugehen, vgl. Tabelle 12 in Kapitel 2.3.4. Daher ist mit klaren Unterschieden in der Verfügbarkeit der organischen Substanz von Lebensmittelresten und Fäkalschlämmen zu rechnen. Dies wird durch den Vergleich der CSB-oTR-Verhältnisse von Roh- und Faulschlamm bestätigt. Die CSB-oTR-Verhältnisse und damit die maximal erreichbaren Methanausbeuten von Rohschlamm und Faulschlamm weichen nur geringfügig voneinander ab (RS: rd. 1,56 kg CSB/kg oTR; FS: rd. 1,49 kg CSB/kg oTR). Obwohl es sich bei Faulschlamm um bereits stabilisierten Rohschlamm handelt, besteht nur ein geringer Unterschied der maximal erreichbaren Methanausbeute bei vollständigem Abbau der organischen Sub-

stanz. Somit wird deutlich, dass das Abbauverhalten neben der organischen Zusammensetzung von Substraten einen wichtigen Einflussfaktor auf die real zu erzielende Methanausbeute darstellt.

Inwieweit die über theoretische Berechnungen erhaltenen Ergebnisse (unter Annahme eines vollständigen Abbaus der organischen Substanz) von den in der Praxis realisierbaren Gas- und Methanausbeuten abweichen, wird anhand der Ergebnisse der durchgeführten Versuchsreihen überprüft. In Tabelle 29 werden die auf der organischen Zusammensetzung basierend Rechenwerte (analog zu Tabelle 28) für die halb- und labortechnischen Versuchsreihen aufgelistet. Diese Werte dienen als Grundlage für den Vergleich mit den realen Versuchsergebnissen, vgl. Kapitel 5.3.2.3.

Tabelle 29: Vollständiger Abbau der in den durchgeführten Versuchsreihen verwendeten Substrate und Substratmischungen, vgl. Anhang 6

Versuchsreihen	CSB/oTR [kg/kg]	Methanausbeute [NL CH ₄ /kg oTR]	CSB/TOC [kg/kg]	Methan [Vol.-%]	Gasausbeute [NL/kg oTR]
Versuchsphasen im halbtechnischen Maßstab bei 37 °C					
RS_ht-1	1,48	518	3,25	61	849
M_ht-2	1,55	543	3,28	62	876
M_ht-3	1,54	539	3,13	59	914
M_ht-4	1,91	669	3,56	67	999
M_ht-5	1,93	676	3,59	67	1.009
M_ht-6	1,90	665	3,61	68	978
RS_ht-7	1,70	595	3,59	67	888
Laborversuchsreihen					
RS_lt-1	1,64	574	3,57	67	857
M_lt-2	1,72	602	3,72	70	860
M_lt-3	1,81	634	3,97	74	857
LMR_lt-4	1,96	686	4,00	75	915
FKS_lt-5	1,81	634	3,46	65	975
M_lt-7	1,85	648	-	-	-
FKS_lt-8	1,78	623	-	-	-
RS_lt-9	1,52	532	3,38	63	844
LMR_lt-10	1,77	620	3,51	66	939
FKS_lt-11	1,72	602	3,40	64	941
M_lt-12	1,62	567	3,44	65	872
M_lt-13	1,68	588	3,49	65	905
M_lt-14	1,75	613	3,56	67	915

5.2.3 Stabilität der untersuchten Faulungsprozesse

Um die Aussagefähigkeit der Versuchsergebnisse nachzuweisen, wird in diesem Kapitel auf die Stabilität der labortechnischen Abbauprozesse (Versuchsreihen I bis III) und der kontinuierlich betriebenen halbertechnischen Versuchsphasen eingegangen.

5.2.3.1 Stabilität der Laborversuche

Die Laborgärversuche werden nach VDI Richtlinie 6430 durchgeführt, vgl. VDI (2006). Für den Nachweis der Eignung der verwendeten Impfschlämme (vgl. Kapitel 4.1) werden in Versuchsreihe I zwei Ansätze und in Versuchsreihe III drei Ansätze mit Impfschlamm und Cellulose ($C_6H_{10}O_5$) untersucht. Cellulose ist das mengenmäßig am weitesten verbreitete Kohlenhydrat in der Natur, das aus unverzweigten Glucoseeinheiten besteht und somit chemisch genau definiert werden kann, vgl. Bekker (2007). Ein Abbau von Cellulose ist generell vollständig möglich. Da der Abbauprozess langsam verläuft und das Biogaspotential vorab bestimmbar ist, eignet sich Cellulose zur Überprüfung der biologischen Aktivität von Impfschlämmen, vgl. VDI (2006). Für die Umwandlung von Cellulose in Methan und Kohlendioxid (vgl. Gleichung 18 in Kapitel 2.2.4.1) kann das maximal erreichbare Gasvolumen direkt berechnet werden. Der TOC von Cellulose beträgt 0,444 kg TOC/kg oTR (Molmasse C_6 pro Molmasse $C_6H_{10}O_5 = 72/162 = 0,444$). Ausgehend von einem vollständigen Abbau der organischen Substanz entstehen pro Kilogramm TOC 1.868 NL Biogas, vgl. Kapitel 2.2.4.2. Somit entstehen bei einem vollständigen Abbau von Cellulose maximal 830,2 NL Gas/kg oTR (0,444 kg TOC/kg oTR \cdot 1.868 NL/kg TOC). Da bis zu 10 % des Kohlenstoffs für die Neubildung von Biomasse während des Abbauprozesses beansprucht werden, ist mit einer Gasausbeute von rd. 750 NL/kg oTR (830,2 NL Gas/kg oTR \cdot 0,9) zu rechnen. Im Hinblick auf den Nachweis der biologischen Aktivität von Impfschlämmen sollten mindestens 80 % der Gasausbeute (rd. 600 NL/kg oTR_{zu}) erzielt werden, um von einer ausreichend guten Leistungsfähigkeit ausgehen zu können, vgl. VDI (2006). In Abbildung 15 ist der Verlauf der Summenlinien der erzielten Gasausbeute aller Ansätze mit Cellulose dargestellt.

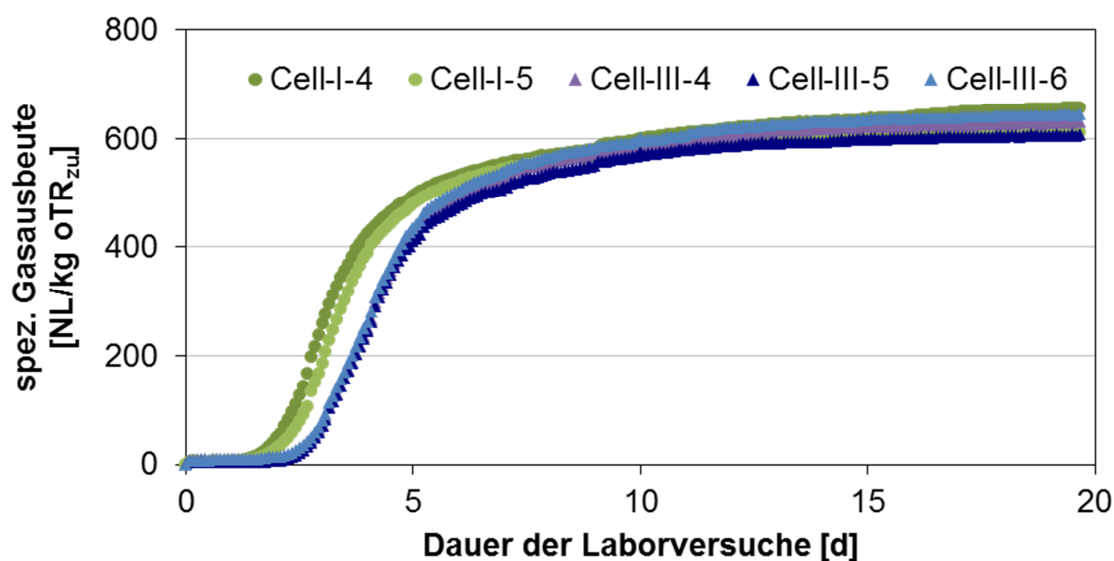


Abbildung 15: Spezifische Gasausbeute der Cellulose-Ansätze (Summenlinien)

Die Ergebnisse bewegen sich in einem Bereich von 606-656 NL/kg oTR_{zu} und liegen somit alle über dem kritischen Wert von 600 NL/kg oTR_{zu}. Der Nachweis über die Eignung der verwendeten Impfschlämme kann daher für die Versuchsreihen I und III erbracht werden. Aufgrund der begrenzten Anzahl an Stellplätzen wurde auf eine Untersuchung des Impfschlammes mit Cellulose in Versuchsreihe II verzichtet. Um die biologische Aktivität des Impfschlammes der Versuchsreihe II zu prüfen, werden die spezifischen Gasaussbeuten der Impfschlämme aller Versuchsreihen miteinander verglichen. In Abbildung 16 wird die spezifische Gasaussbeute aller Impfschlammansätze dargestellt (vergrößerte Darstellung, aufgrund der vergleichsweise niedrigen Messwerte).

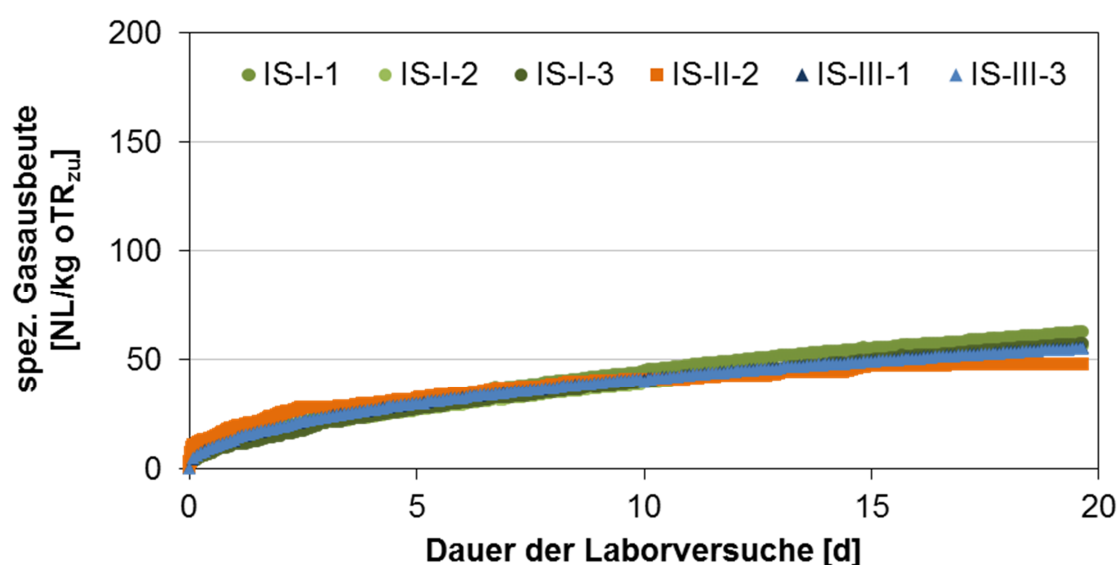


Abbildung 16: Spezifische Gasaussbeute der Impfschlamm-Ansätze (Summenlinien)

Die Entwicklung der spezifischen Gasaussbeute aller Impfschlammansätze ist miteinander vergleichbar. Es treten keine signifikanten Abweichungen auf. Somit ist die biologische Aktivität des Impfschlammes aus Versuchsreihe II ebenfalls gegeben.

Des Weiteren wird zum Nachweis der Prozessstabilität der Versuchsphasen die Entwicklung der spezifischen Gasaussbeute der jeweiligen Substrate gegenübergestellt. Der Vergleich der Mehrfachansätze bietet die Möglichkeit, Beeinträchtigungen von Abbauprozessen, bspw. aufgrund von Undichtigkeiten der Messflasche, zu identifizieren. Auf diese Weise werden die Ansätze mit stabilem Abbauprozess, die für die weitere Ergebnisauswertung herangezogen werden, herausgefiltert. In Abbildung 17 sind die stabilen Gasaussbeuteverläufe der untersuchten Einzelsubstrate aus Versuchsreihe I, II und III dargestellt. Eine ausführliche Darstellung aller untersuchten Ansätze ist in Anhang 7 enthalten. Die LMR-Ansätze weisen ebenso wie die RS-Ansätze geringe Abweichungen untereinander auf, was die Stabilität dieser Laboransätze bestätigt. Die Verläufe der spezifischen Gasaussbeute der Fäkalschlämme unterscheiden sich demgegenüber voneinander. Die Abweichungen sind auf die unterschiedliche Lagerungsdauer der Fäkalschlämme zurückzuführen, die sowohl die organische Zusammensetzung als auch das Abbauverhalten beeinflusst, vgl. Kapitel 2.3.4.

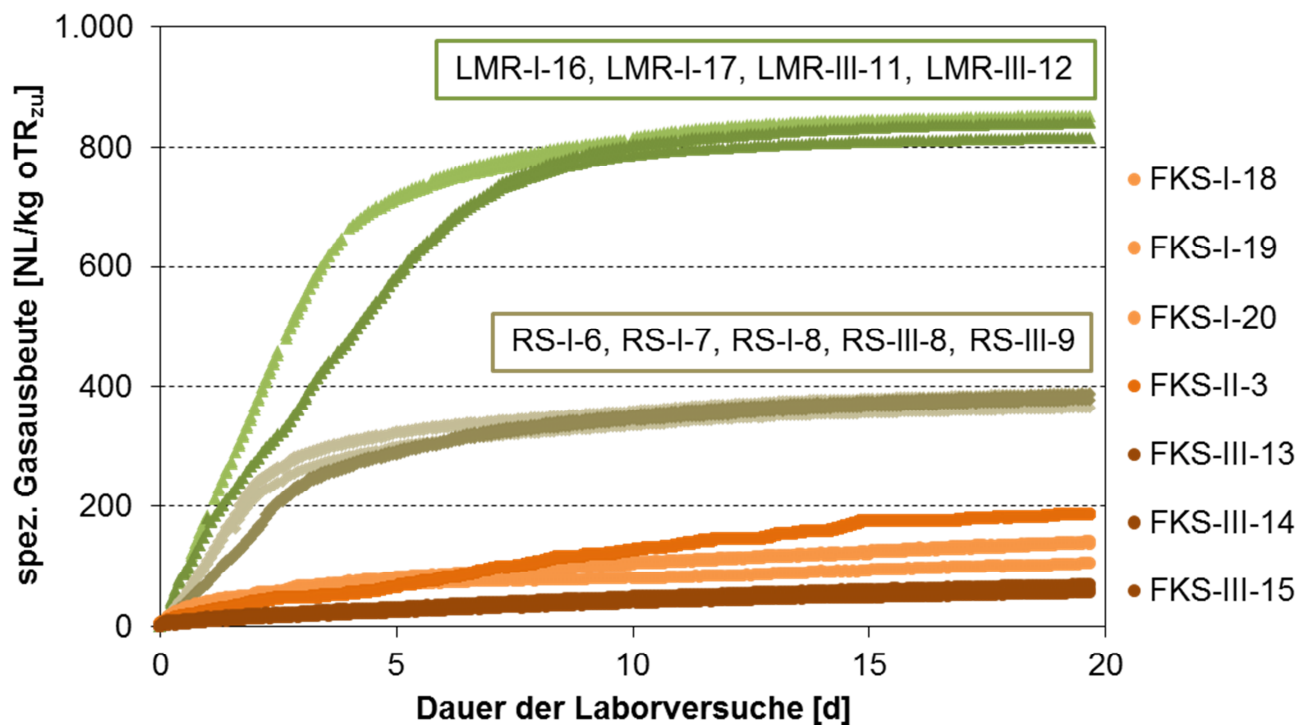


Abbildung 17: Spezifische Gasausbeute der untersuchten Einzelsubstrate (Summenlinien)

Die Ergebnisse der Laboransätze bestätigen die in der Literatur angegebenen spezifischen Gasausbeuten für Rohschlämme, Lebensmittelreste und Fäkalschlämme, vgl. Tabelle 12 in Kapitel 2.3.4.

- Die erzielten spez. Gasausbeuten der Rohschlammansätze liegen in einem vergleichbaren Bereich von 364-388 NL/kg oTR_{zu} (RS-I-6 bis 8, RS-III-8 und RS-III-9).
- Im Vergleich zu RS liegt die spez. Gasausbeute von LMR mit 815-851 NL/kg oTR_{zu} deutlich höher (LMR-I-16 und LMR-I-17 sowie LMR-III-11 und LMR-III-12).
- Die Gasausbeute der Fäkalschlammansätze variiert in Abhängigkeit der Lagerungsdauer von 56-186 NL/kg oTR_{zu} (FKS-I-18 bis 20, FKS-II-3 und FKS-III-13 bis 15).

Anhand der erreichten spezifischen Gasausbeuten der Substrate wird deutlich, dass die Verfügbarkeit ihrer organischen Substanz deutlich voneinander abweicht. Unter Annahme eines vollständigen Abbaus der organischen Substanz beträgt die maximal erreichbare Gasausbeute von Rohschlamm rd. 850 NL/kg oTR_{zu}, vgl. Tabelle 28 in Kapitel 5.2.2. Bezogen auf die tatsächlich entstandene Gasausbeute resultiert ein Abbaugrad von rd. 44 %, der durch Literaturangaben bestätigt wird. Die maximal erreichbare Gasausbeute von Lebensmittelresten beträgt demgegenüber rd. 990 NL/kg oTR_{zu}, da das CSB-oTR-Verhältnis von LMR im Vergleich zu RS höher ist, vgl. Tabelle 28. Es werden rd. 84 % der organischen Substanz der LMR-Ansätze abgebaut. Im Vergleich zu den LMR-Ansätzen werden bei den FKS-Ansätzen deutlich niedrigere spezifische Gasausbeuten erreicht, obwohl sich Fäkalschlamm hinsichtlich des CSB-oTR-Verhältnisses kaum von Lebensmittelresten unterscheidet. Die maximal erreichbare Gasausbeute liegt bei rd. 980 NL/kg oTR_{zu}, vgl. Tabelle 28. Der Abbaugrad liegt demgegenüber in Abhängigkeit der jeweiligen Lagerungsdauer des Fäkalschlammes zwischen 6 und 19 %. Wie in Kapitel 5.2.2 angemerkt, liegt der Unterschied der beiden Substrate nicht

in der über das CSB-oTR-Verhältnis definierten organischen Zusammensetzung und der daraus resultierenden, maximal erreichbaren Gasausbeute sondern in der tatsächlichen Abbaubarkeit der jeweiligen organischen Substanz. Hierauf wird in Kapitel 5.3.2.3 im Detail eingegangen.

5.2.3.2 Stabilität der halbtechnischen Versuchsphasen

Während des Betriebs der halbtechnischen Versuchsanlage werden die in Kapitel 2.2.3 beschriebenen Stabilitätsindikatoren regelmäßig überprüft. Auf diese Weise werden die Auswertungszeiträume der Versuchsreihen bestimmt, für die ein stabiler Betrieb nachgewiesen werden kann. Die Gesamtdauer der einzelnen Versuchsphasen ist deutlich länger, da durch die Variation der Co-Substrate und deren Mischungsanteilen Übergangs- bzw. Anpassungszeiträume benötigt werden (Adaption der Mikroorganismen), vgl. Kapitel 2.1.

In Tabelle 30 werden die Stabilitätsindikatoren Temperatur, pH-Wert, Konzentration der organischen Säuren und Methangehalt der halbtechnischen Versuchsphasen bei mesophilem und thermophilem Betrieb aufgelistet.

Tabelle 30: Stabilitätsnachweis der halbtechnischen Versuchsphasen

Versuchsphasen[*]	Auswertungszeitraum [d]	Temperatur [°C]	pH-Wert [-]^{***}	org. Säuren [mg/L]	Methan [Vol.-%]
Soll-Werte^{**}	mind. 20	37	6,8-7,5	< 1.000	50-80
RS_ht-1 37 °C	60 von 94	37,1	7,3	98	63
M_ht-2 37 °C	73 von 98	37,0	7,3	77	62
M_ht-3 37 °C	35 von 60	37,0	7,1	82	59
M_ht-4 37 °C	41 von 112	37,1	7,5	124	66
M_ht-5 37 °C	29 von 49	37,1	7,4	83	70
M_ht-6 37 °C	20 von 63	37,1	7,3	77	68
RS_ht-7 37 °C	38 von 59	37,4	7,3	81	65
Soll-Werte^{**}	mind. 15	55	6,8-7,5	< 1.000	50-80
RS_ht-1 55 °C	60 von 94	55,1	7,5	493	61
M_ht-2 55 °C	73 von 98	55,0	7,5	208	61
M_ht-3 55 °C	35 von 60	55,0	7,3	201	59
M_ht-4 55 °C	41 von 112	55,0	7,7	343	65
M_ht-5 55 °C	29 von 49	55,0	7,6	247	68
M_ht-6 55 °C	20 von 63	55,0	7,5	249	67
RS_ht-7 55 °C	15 von 59	55,0	7,5	203	63

* Mittelwerte, ausführliche Datenbasis in Anhang 8

** vgl. Tabelle 3 in Kapitel 2.2.3

*** leicht erhöhte Messwerte aufgrund der CO₂-Ausstrippung zwischen Probenahme und pH-Wertmessung, vgl. Kapitel 4.2.3.1

Während der Auswertungszeiträume des mesophil betriebenen Faulbehälters wird ein konstanter Temperaturverlauf bei 37 °C erreicht. Der pH-Wert liegt in einem stabilen schwach alkalischen Bereich von 7,1-7,5. Die Konzentration der organischen Säuren liegt bei rd. 100 mg/L, was auf einen sehr guten Stabilisierungsgrad hinweist, vgl. Abbildung 18. Dies wird durch den Methangehalt im produzierten Faulgas bestätigt, der sich je nach zu behandelndem Substrat zwischen 59 und 70 Vol.-% bewegt. Übliche Methangehalte im Faulgas von Klärschlammfaulungsanlagen liegen bei rd. 50-60 Vol.-%. Durch Zugabe von Co-Substraten können diese bis zu 80 Vol.-% gesteigert werden, vgl. Kapitel 2.2.3.

Die Auswertungszeiträume des thermophilen Betriebs verlaufen mit Ausnahme der letzten Versuchsphase zeitlich parallel zum mesophilen Betrieb. In Versuchsphase RS_ht-7 kann aus technischen Gründen nur für 15 Tage ein stabiler Betrieb nachgewiesen werden, was bei einer Faulzeit des thermophil betriebenen Faulbehälters von 15 Tagen ausreichend ist. Die Faulbehältertemperatur liegt während der Versuchsphasen konstant bei 55 °C und der pH-Wert bewegt sich in einem Bereich von 7,4-7,7 und weist somit (unter Berücksichtigung der Ausstrippung von Kohlendioxid zwischen Probenahme und pH-Wertmessung, vgl. Kapitel 4.2.3.1) ebenfalls auf einen guten Faulungsprozess hin. Im Vergleich zum mesophilen Betrieb wird durchgängig eine höhere Konzentration der organischen Säuren im thermophilen Faulschlamm gemessen. Dennoch liegen die Werte in einem stabilen Bereich, vgl. Abbildung 18. Des Weiteren beträgt der Methangehalt im Faulgas je nach zu behandelndem Substrat rd. 59-68 Vol.-%.

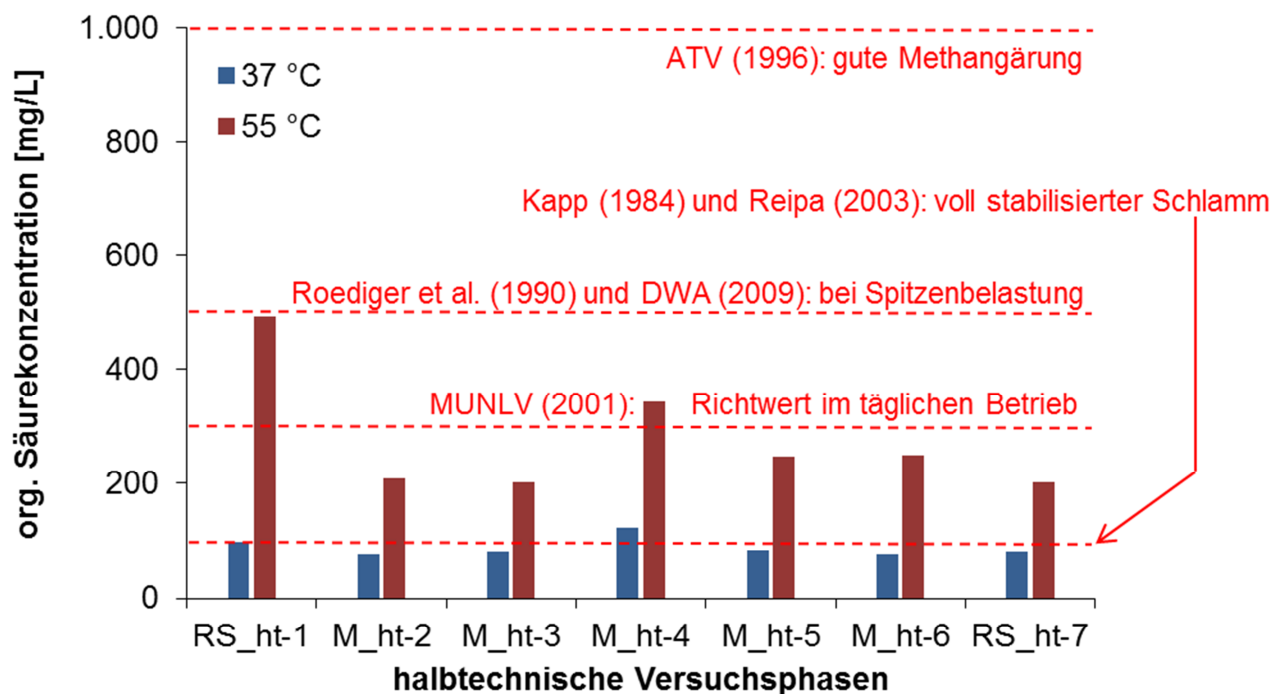


Abbildung 18: Organische Säurekonzentration während der halbtechnischen Versuchsphasen

Die höhere Konzentration von organischen Säuren im Faulschlamm des thermophil betriebenen Faulbehälters ist auf die höhere tägliche Raumbelastung zurückzuführen, die sich aus der kürzeren Faulzeit ergibt. Eine Ausnahme stellt die erste Versuchsphase RS_ht-1 dar, in der

ausschließlich Rohschlamm beschickt wird. Die Konzentration der organischen Säuren liegt hier bei rd. 500 mg/L, während in Versuchsphase RS_ht-7, die ebenfalls mit reinem Rohschlamm betrieben wird, ein deutlich niedrigerer Wert erzielt wird. Es ist zu vermuten, dass in Versuchsphase RS_ht-1 (nach der Inbetriebnahme und Einfahrphase) noch keine vollständige Adaption der Mikroorganismen an das thermophile Milieu stattgefunden hat. Somit wurden die während der Hydrolyse des Abbauprozesses gebildeten organischen Säuren nicht schnell genug von den methanogenen Bakterien zu Methan umgewandelt. Die Ergebnisse zum Abbauverhalten in dieser Phase sind somit kritisch zu beurteilen, vgl. Kapitel 5.3.2.3.

Wie in Kapitel 2.2.2 erläutert, errechnet sich die Raumbelastung aus der täglichen Beschickungsmenge und der oTR- bzw. CSB-Konzentration des Beschickungssubstrats bzw. der Substratmischung. Beide Faulbehälter werden mit den gleichen Substraten beschickt, wobei die Beschickungsmenge des mesophilen Faulbehälters 37,5 L/d ($V_{FB} = 750 \text{ L}$, $t_F = 20 \text{ d}$) und die des thermophilen Faulbehälters 50 L/d ($V_{FB} = 750 \text{ L}$, $t_F = 15 \text{ d}$) beträgt, vgl. Kapitel 4.2.1. Die entsprechenden oTR- und CSB-Raumbelastungen innerhalb der Auswertungszeiträume der halbtechnischen Versuchsphasen im mesophilen und thermophilen Betrieb werden in Abbildung 19 dargestellt. Es handelt sich hierbei um Mittelwerte, eine ausführliche Zusammenstellung der Daten aller Versuchsphasen ist in Anhang 9 enthalten.

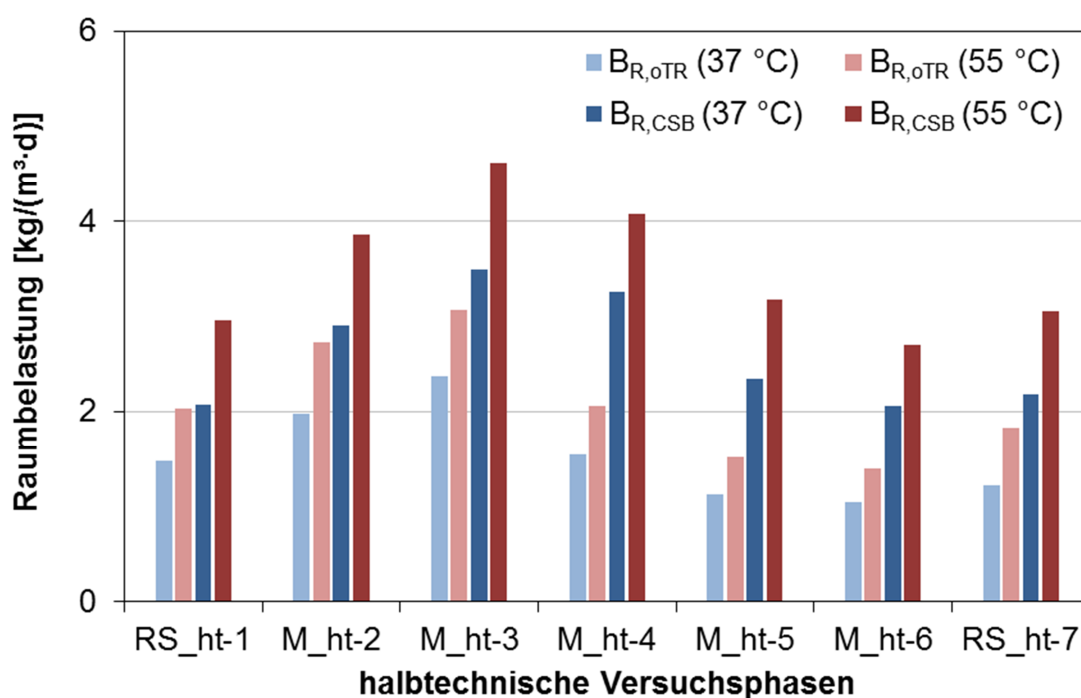


Abbildung 19: Raumbelastung während der halbtechnischen Versuchsphasen

Sowohl die oTR- als auch die CSB-Raumbelastungen des thermophilen Faulbehälters liegen aufgrund der höheren tägliche Beschickung in allen Versuchsphasen über den entsprechenden Raumbelastungen des mesophil betriebenen Faulbehälters. Neben dem Einfluss der Temperatur auf die Raumbelastung, sind in Abhängigkeit von der organischen Zusammensetzung der Ausgangssubstrate und dem jeweiligen Substratmischungsverhältnisses deutliche Unterschiede bezüglich den oTR- und CSB-Raumbelastungen zu beobachten.

In Kapitel 5.2.1 werden die Unterschiede der organischen Zusammensetzung des eingesetzten Rohschlammes und der verwendeten Co-Substrate aufgezeigt. Diese spiegeln sich in der Raumbelastung der Substratmischungen, die in den verschiedenen Versuchsphasen beschickt werden, wider. In Versuchsphase M_{ht}-2 und M_{ht}-3 werden die oTR- und CSB-Raumbelastungen im Vergleich zur ersten Versuchsphase (reine Rohschlammfäulung) durch die Mitbehandlung von Küchen- und Kantinenabfällen gesteigert. Die oTR- und CSB-Gehalte der Küchen- und Kantinenabfällen sind im Vergleich zu Rohschlamm deutlich höher, vgl. Tabelle 25 in Kapitel 5.2.1. Das Verhältnis von CSB- zu oTR-Raumbelastung wird aufgrund des ähnlichen CSB-oTR-Verhältnis von Rohschlamm (1,57 kg CSB/kg oTR) und Küchen- und Kantinenabfällen (1,52 kg CSB/kg oTR) nur geringfügig verändert. Je höher der Mischungsanteil des Co-Substrats ist, desto höher sind die oTR- und CSB-Raumbelastungen der Substratmischung.

Bei einer kombinierten Behandlung von Substraten, die unterschiedliche CSB-oTR-Verhältnisse im Vergleich zu RS aufweisen (wie LMR und FKS), verändern sich die oTR- und die CSB-Raumbelastungen nicht proportional zueinander. Je höher das CSB-oTR-Verhältnis der Co-Substrate im Vergleich zum Rohschlamm ist, desto stärker wird die CSB-Raumbelastung im Vergleich zur oTR-Raumbelastung durch die Mitbehandlung der Co-Substrate beeinflusst. Dieser Effekt wird durch eine Anhebung der Mischungsanteile dieser Co-Substrate zusätzlich verstärkt. In Abbildung 20 werden die CSB-Raumbelastung der halbtechnischen Versuchsphasen bezogen auf die oTR-Raumbelastung dargestellt. Da die CSB-Bestimmung wöchentlich vorgenommen wurde, handelt es sich hier jeweils um Wochenmesswerte des mesophilen und thermophilen Faulungsbetriebs.

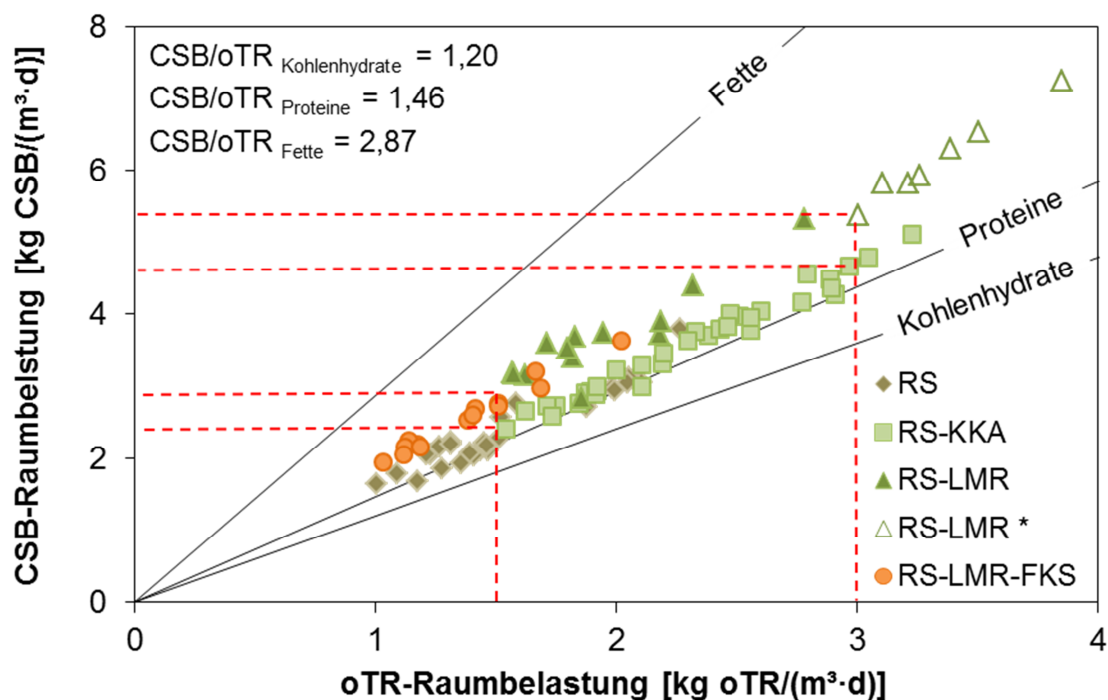


Abbildung 20: oTR- und CSB-Raumbelastung während der halbtechnischen Versuchsphasen und dem Anpassungszeitraum zwischen M_{ht}-3 und M_{ht}-4 (RS-LMR *), vgl. Zeig et al. (2011) - modifiziert

Laut dem empirischen Bemessungsansatz für die mesophile Klärschlammfäulung werden in Abhängigkeit der Anlagengröße Richtwerte für die maximale oTR-Raumbelastung empfohlen, vgl. MUNLV (2001). Diese sind durch die rotgestrichelten Linien in Abbildung 20 gekennzeichnet. Die entsprechenden CSB-Raumbelastungen der Versuchsphasen mit LMR und FKS weichen aufgrund ihres CSB-oTR-Verhältnisses von denen der Versuchsphasen mit RS und KKA ab, vgl. Tabelle 31.

Tabelle 31: Vergleich der CSB-Raumbelastung unterschiedlicher Substratmischungen

Substrat	CSB-Raumbelastung ($B_{R,CSB}$) bei $B_{R,oTR} = 1,5 \text{ kg oTR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ *	CSB-Raumbelastung ($B_{R,CSB}$) bei $B_{R,oTR} = 3,0 \text{ kg oTR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ **
Rohschlamm	2,3 kg CSB/ $(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	-
RS-KKA	2,4 kg CSB/ $(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	4,7 kg CSB/ $(\text{m}^3 \cdot \text{d})$
RS-LMR	3,2 kg CSB/ $(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	5,4 kg CSB/ $(\text{m}^3 \cdot \text{d})$
RS-LMR-FKS	2,7 kg CSB/ $(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	-

* Richtwert für Anlagen < 50.000 EW ($t_F = 20 \text{ d}$), vgl. MUNLV (2001)

** Richtwert für Anlagen zw. 50.000 und 100.000 EW ($t_F = 15\text{-}20 \text{ d}$), vgl. MUNLV (2001)

Bei einer oTR-Raumbelastung von $1,5 \text{ kg oTR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ übersteigt beispielsweise die CSB-Raumbelastung aus Versuchsphase M_ht-4 (RS-LMR) die CSB-Raumbelastung aus Versuchsphase RS_ht-1 (RS) um 40 %. Ebenso übersteigt die CSB-Raumbelastungen bei der Mitbehandlung von LMR die CSB-Raumbelastungen bei der Mitbehandlung von KKA um rd. 15 %, obwohl die oTR-Raumbelastung jeweils rd. $3 \text{ kg oTR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ beträgt. Die oTR-Raumbelastung stellt somit keinen geeigneten Bemessungsparameter dar, wenn Co-Substrate in der Klärschlammfäulung mitbehandelt werden. Um die Stabilität von Faulungsprozessen sicherstellen zu können, ist ein substratunabhängiger Bemessungsparameter notwendig, der die Belastung von Faulungsprozessen abbilden kann.

Der empirische Richtwert für die oTR-Raumbelastung der Klärschlammfäulung ($1,5 \text{ kg oTR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ bei einer Anlagengröße < 50.000 EW) wurde im Verlauf der halbtechnischen Versuchsphasen somit mehrfach überschritten. Dennoch konnte ein stabiler Betrieb in allen Versuchsphasen nachgewiesen werden. Um die Belastungsgrenze des halbtechnischen Versuchsanlagenbetriebs (Klärschlammfäulung sowie Co-Vergärung) zu ermitteln, werden die Messwerte des gesamten Untersuchungszeitraums (einschließlich der Übergangs- und Anpassungszeiträume zwischen den stabil verlaufenden Versuchsphasen) herangezogen. In diesem Zusammenhang sind die Raumbelastungen während der Übergangszeit von Versuchsphase M_ht-3 (RS-KKA) zu M_ht-4 (RS-LMR) hervorzuheben, da dieser Zeitraum instabile Abschnitte beinhaltet, vgl. Abbildung 20 (RS-LMR^{*}). Ziel bei diesem Übergang ist ein Co-Substratwechsel unter Beibehaltung des mengenbezogenen Mischungsverhältnisses von Rohschlamm und Co-Substrat. Auf diese Weise soll der reine Substrateinfluss auf das Betriebsergebnis untersucht werden. Im mesophilen Betrieb führt dies, im Gegensatz zu der relativ konstant bleibenden oTR-Raumbelastung, zu einem deutlichen Anstieg der CSB-Raumbelastung (rd. 40 %). Die CSB-Raumbelastung steigt aufgrund des höheren CSB-oTR-

Verhältnisses von LMR im Vergleich zu KKA von 3,8 auf 5,3 kg CSB/(m³·d)) an, während bei der oTR-Raumbelastung kein Anstieg zu beobachten ist, vgl. Abbildung 21.

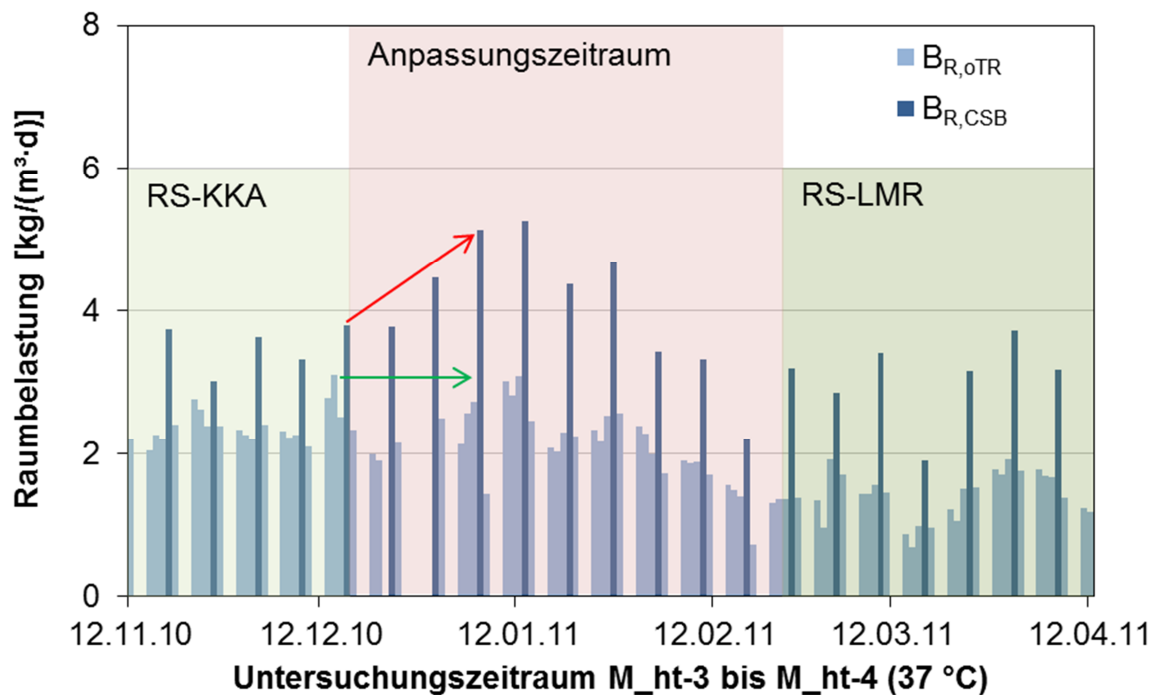


Abbildung 21: Anpassungszeitraum zwischen M_ht-3 (RS-KKA) und M_ht-4 (RS-LMR) des mesophilen Versuchsanlagenbetriebs

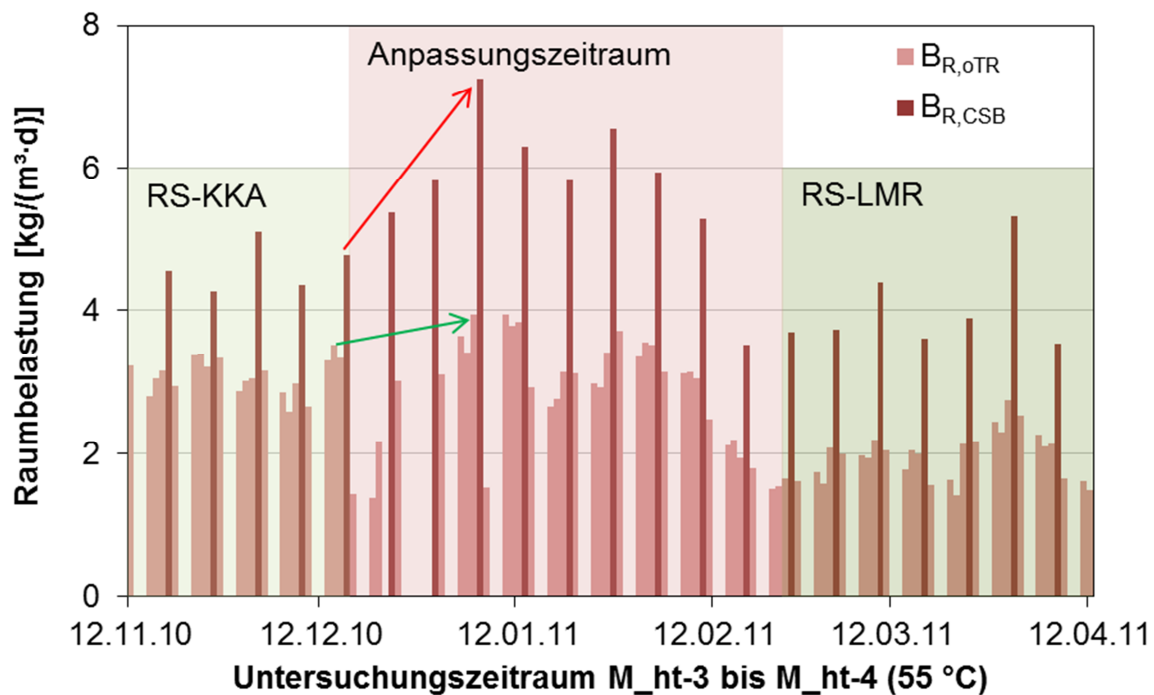


Abbildung 22: Anpassungszeitraum zwischen M_ht-3 (RS-KKA) und M_ht-4 (RS-LMR) des thermophilen Versuchsanlagenbetriebs

Während des Co-Substratwechsels im thermophilen Faulungsbetrieb wird demgegenüber ein deutlich größerer Anstieg der CSB-Raumbelastung (rd. 52 %) durch die höhere tägliche Beschickungsfracht verursacht (von 4,8 auf 7,3 kg CSB/(m³·d)). Die oTR-Raumbelastung steigt leicht (um rd. 11 %) von 3,5 auf 3,9 kg oTR/(m³·d) an, vgl. Abbildung 22.

Die Steigerung der Raumbelastung in diesem Anpassungszeitraum spiegelt sich zeitversetzt in der Konzentration der organischen Säuren des mesophilen und thermophilen Faulschlamm wider. Während es im mesophilen Faulungsbetrieb nur kurzzeitig zu einer Erhöhung der organischen Säurekonzentration kommt, sind während des thermophilen Faulungsprozesses über einen deutlich längeren Zeitraum wesentlich höhere Konzentrationen der organischen Säuren zu beobachten. Es ist davon auszugehen, dass ohne Gegenmaßnahmen die Stabilität der thermophil betriebenen Faulung langfristig gestört wird, da die Messwerte die Schwelle von 1.000 mg/L (mit steigender Tendenz) überschreiten, vgl. Abbildung 23.

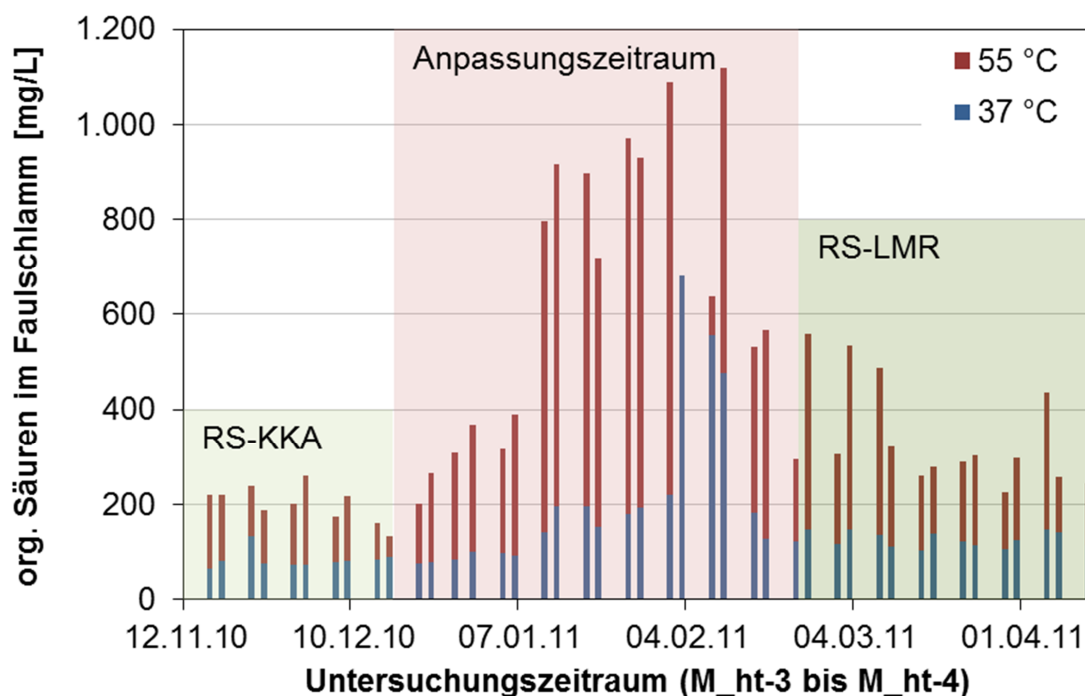


Abbildung 23: Entwicklung der organischen Säurekonzentration im Faulschlamm während des Anpassungszeitraums (M_ht-3 bis M_ht-4)

Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken und einen stabilen Betrieb wiederherzustellen, wird die Raumbelastung im Laufe des Anpassungszeitraums sukzessive reduziert. Dies erfolgt einerseits über die Verminderung des Trockenrückstands (durch stärkere Verdünnung der Lebensmittelreste mit Wasser) und andererseits durch die Erhöhung des Rohschlammanteils an der Substratmischung. Auf diese Weise wird für die an den Anpassungszeitraum anschließende Versuchsphase M_ht-4 eine näherungsweise gleichwertige CSB-Raumbelastung wie in Versuchsphase M_ht-3 sowie ein stabiler Abbauprozess erzielt. Eine Orientierung an der oTR-Raumbelastung ist nicht empfehlenswert, da hierbei im mesophilen Betrieb kein und im thermophilen Betrieb nur ein geringer Anstieg der oTR-Raumbelastung erkennbar ist, obwohl ein deutlich höherer Anstieg der CSB-Raumbelastung hervorgerufen wird, vgl. Tabelle 32.

Tabelle 32: Vergleich der Versuchsphasen M_ht-3 und M_ht-4, vgl. Anhang 8 und Anhang 9

Versuchsphasen	Substrate	mesophil		thermophil	
		$B_{R,oTR}$ [kg/(m ³ ·d)]	$B_{R,CSB}$ [kg/(m ³ ·d)]	$B_{R,oTR}$ [kg/(m ³ ·d)]	$B_{R,CSB}$ [kg/(m ³ ·d)]
M_ht-3	RS-KKA	2,4	3,5	3,1	4,6
Co-Substratwechsel vor Regulierung	RS-LMR*	2,4	4,5	3,4	6,2
M_ht-4	RS-LMR	1,6	3,3	2,0	4,1

Für die Bewertung der organischen Zusammensetzung unterschiedlicher Substrate und damit für die Beurteilung der Raumbelastung bei Co-Vergärungsprozessen ist ein substratunabhängiger Parameter wie der CSB empfehlenswert. Im weiteren Verlauf der durchgeführten Versuchsphasen kommt es unter Beachtung der CSB-Raumbelastung zu keinen weiteren Stabilitätsproblemen. Die Konzentration der organischen Säuren im Faulschlamm liegt durchgängig in einem stabilen Bereich.

5.2.4 Zwischenfazit

Der empirische Bemessungsansatz für die Klärschlammfaulung beruht auf den beiden Bemessungsparametern Faulzeit und oTR-Raumbelastung, deren Richtwerte in Abhängigkeit von der jeweiligen Anlagengröße empfohlen werden, vgl. Kapitel 2.2.2. Da die organische Zusammensetzung von Rohschlämmen in einem schmalen Schwankungsbereich liegt, stellt der empirische Bemessungsansatz für die reine Klärschlammfaulung eine durchaus geeignete Methode dar, um die Stabilität von Abbauprozessen gewährleisten zu können. Hinsichtlich einer Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung ist dieser Bemessungsansatz jedoch nicht geeignet, da die Orientierung an der oTR-Raumbelastung keine zuverlässige Aussage über die organische Zusammensetzung von Substraten beinhaltet, vgl. Zeig et al. (2011). Die organische Zusammensetzung von Substraten kann hinsichtlich des CSB-oTR-Verhältnisses stark variieren. Dies wird in Kapitel 5.2.1 anhand der in den halb- und labortechnischen Untersuchungen verwendeten Substrate verdeutlicht. Um einen stabilen Co-Vergärungsbetrieb sicherstellen zu können, ist die Verwendung eines substratunabhängigen Parameters zur Charakterisierung der organischen Zusammensetzung empfehlenswert, vgl. Zeig et al. (2012b). Der CSB stellt einen substratunabhängigen Parameter dar, der zudem für die Bilanzierung von Abbauprozessen herangezogen werden kann, vgl. Kapitel 5.2.2.

Untersuchungen von Urban & Scheer (2011) bestätigen, dass sich die CSB-oTR-Verhältnisse und damit der Energiegehalt von Co-Substraten stark voneinander unterscheiden können. Dies wird anhand unterschiedlicher Co-Substrate, wie Flotate, Schlempe, Treber, Bioabfälle, Nawaro und Klärschlämme verdeutlicht. Durch das Ersetzen der oTR-Raumbelastung des empirischen Bemessungsansatzes durch die entsprechende CSB-Raumbelastung soll diesem Umstand Rechnung getragen werden. Die Orientierung am CSB ermöglicht auch eine Abschätzung der Dosiermengen für flüssige Co-Substrate, deren oTR-Fracht im Vergleich zu festen Co-Substraten mit vergleichbarem Glühverlust deutlich geringer ist. Die Modifizie-

rung des empirischen Bemessungsansatzes nach Urban & Scheer (2011) basiert auf der Orientierung an einem gängigen CSB-oTR-Verhältnis von Rohschlamm (1,67 kg CSB/kg oTR), das zur Umrechnung der empirischen Richtwerte der oTR-Raumbelastung in CSB-Raumbelastungen herangezogen wird. Auf diese Weise werden die Belastungsgrenzen, die im Laufe der Entwicklung der Klärschlammfäulung definiert wurden, beibehalten, vgl. Tabelle 33.

Tabelle 33: Empirischer und modifizierter Bemessungsansatz, vgl. MUNLV (2001) und Urban & Scheer (2011)

Empirischer Bemessungsansatz			Modifikation *
Anlagengröße [EW]	Faulzeit (t_F) [d]	org. Raumbelastung [kg oTR/(m ³ ·d)]	org. Raumbelastung [kg CSB/(m ³ ·d)]
< 50.000	20 - 30	1,5	2,5
50.000 - 100.000	15 - 20	3,0	5,0
> 100.000	15 - 18	4,5	7,5

* basierend auf einem CSB-oTR-Verhältnis von Rohschlamm: 1,67 kg CSB/kg oTR

Für die Bemessung der Co-Vergärung stellt diese Modifikation im Vergleich zum empirischen Bemessungsansatz eine Verbesserung dar. Da die CSB-oTR-Verhältnisse von Rohschlamm, in Abhängigkeit von ihrer Herkunft und Zusammensetzung aus Primär- und Überschussschlamm, gewissen Schwankungen unterliegen (die Untersuchungsergebnisse der Phasen RS_ht-1 und RS_ht-7 weisen CSB-oTR-Verhältnisse von 1,43-1,74 auf), ist die Verwendung eines Einzelwertes (1,67 kg CSB/kg oTR) zur Modifizierung des empirischen Bemessungsansatzes allerdings mit Ungenauigkeiten verknüpft. Im Rahmen der reinen Klärschlammfäulung ist dieser Aspekt vernachlässigbar. Die Richtwerte für die organische Raumbelastung liegen in Bereichen, die aufgrund der organischen Zusammensetzung von Rohschlamm bei üblichen TR-Gehalten kaum überschritten werden, vgl. Kapitel 2.2.2. Vor dem Hintergrund der optimalen Nutzung freier Faulraumkapazitäten durch die Mitbehandlung von Co-Substraten ist die Definition der Belastungsgrenze allerdings von Bedeutung. In den halbtechnischen Untersuchungen wurde festgestellt, dass die organische Raumbelastung bis zu einem Schwellenwert von rd. 5 kg CSB/(m³·d) in keiner der Versuchsphasen zu Beeinträchtigungen der Betriebsstabilität führte, vgl. Kapitel 5.2.3.2. Hierbei handelte es sich um eine Anlagengröße, die mit einem Faulraumvolumen der Versuchsanlage von 1 m³ als sehr klein eingestuft werden kann. Nach dem modifizierten Bemessungsansatz wird jedoch eine Obergrenze von 2,5 kg CSB/(m³·d) für Anlagen mit einer Ausbaugröße von bis zu 50.000 Einwohnern empfohlen, was unter der Annahme eines spezifischen Klärschlammmanfalls von rd. 80 g TR/(E·d) und einem Trockenrückstand von rd. 5 % einem Faulbehältervolumen von über 1.700 m³ entspricht, vgl. Cornel et al. (2012). Die empfohlenen Richtwerte für die oTR-Raumbelastung (empirischer Bemessungsansatz) und damit die Richtwerte für die CSB-Raumbelastung nach Urban & Scheer (2011) stellen somit keine Belastungsgrenze dar.

Darüber hinaus wird mit den Untersuchungsergebnissen verdeutlicht, dass sich nicht nur die organische Zusammensetzung und damit die Raumbelastung von Co-Substraten voneinander unterscheiden können, sondern dass dies ebenso für die Abbaubarkeit von Substraten zutrifft, vgl. Abbildung 17 in Kapitel 5.2.3.1. Um die Stabilität von Faulungsprozessen zu gewährleisten, stellt somit die Berücksichtigung des abbaubaren Anteils der CSB-Raumbelastung, die Raumumsatzleistung, einen relevanten substratunabhängigen Einflussfaktor dar. Demzufolge scheint die Anpassung des empirischen Bemessungsansatzes an die CSB-Raumbelastung keine ausreichende Maßnahme darzustellen, um Faulräume für die Mitbehandlung von Co-Substraten optimal zu bemessen. Es ist zu prüfen, ob die Raumumsatzleistung einen geeigneten Bemessungsparameter für kombinierte Faulungsprozesse darstellt. Die Orientierung an der Konzentration der organischen Säuren ist in diesem Zusammenhang weiterhin empfehlenswert.

Für eine praktische Anwendung ist analog zur CSB-Raumbelastung die Kenntnis über die organische Zusammensetzung aller Substrate notwendig. Um die Abbaubarkeit von Substratmischungen im Vorfeld einer geplanten Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung kalkulieren zu können, sind zwei weitere Voraussetzungen ausschlaggebend. Zum einen müssen Informationen zur Abbaubarkeit der Ausgangssubstrate zur Verfügung stehen. Zum anderen dürfen keine gegenseitigen Beeinflussungen der Abbaubarkeit der Ausgangssubstrate in Form von Synergieeffekten oder Beeinträchtigungen bei einer gemeinsamen Behandlung auftreten. Um auf Grundlage des Substratmischungsverhältnisses die zu erwartende Abbaubarkeit der Substratmischung berechnen zu können, ist daher zu prüfen, ob ein linearer Zusammenhang zwischen der Abbaubarkeit der Ausgangssubstrate und der jeweiligen Substratmischung besteht. Des Weiteren ist der Aspekt der Faulraumtemperatur bei der Bemessung zu berücksichtigen. Anhand der Faulzeit und der damit einhergehenden täglichen Raumbelastung findet bislang keine abschließende Beachtung der Temperatureinflüsse auf anaerobe Abbauprozesse statt. Die höhere Reaktionsgeschwindigkeit thermophiler Abbauprozessen stellt zwar die Grundlage für die Verkürzung der benötigten Faulzeit und die Steigerung der organischen Raumbelastung dar, bedingt jedoch gleichzeitig höhere Konzentrationen der organischen Säuren, vgl. Kapitel 2.1.2.1. Daher stellen die stärker ausgeprägte Sensibilität thermophiler Mikroorganismen und die damit einhergehende Empfindlichkeit gegenüber Betriebs- und Milieuveränderungen wichtige Aspekte dar, die bei der Festlegung der Bemessungsgrenzwerte (bspw. in Form von höheren Sicherheitsfaktoren) berücksichtigt werden sollten.

5.3 Optimierung von Co-Vergärungsprozessen

In diesem Kapitel werden sowohl Substrat- als auch Temperatureinflüsse auf Faulungsprozesse diskutiert. Zunächst werden in Kapitel 5.3.1 die Substrat- und Temperatureinflüsse auf den Abbaugrad der untersuchten Substrate und Substratmischungen dargestellt und anhand der Raumumsatzleistung bewertet. Des Weiteren wird in Anlehnung an das vorherige Kapitel überprüft, ob vom Abbauverhalten einzelner Substrate über das jeweilige Mischungsverhältnis auf das entsprechende Abbauverhalten von Substratmischungen geschlossen werden kann. In Kapitel 5.3.2 werden die Substrat- und Temperatureinflüsse auf die Gasausbeute, den Methananteil im Faulgas und die Methanausbeute der untersuchten Substrate und Substratmischungen dargestellt und diskutiert. Im Anschluss findet eine Gegenüberstellung der Untersuchungsergebnisse mit den entsprechenden maximal erreichbaren Methanausbeuten statt, die in Kapitel 5.2.2 über die Kohlenstoffbilanzierung berechnet wurden. Des Weiteren wird analog zum Abbaugrad geprüft, ob von der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeute einzelner Substrate über das jeweilige Mischungsverhältnis auf die entsprechende spezifische Gas- bzw. Methanausbeute von Substratmischungen geschlossen werden kann. Eine solche Korrelation der Substrateigenschaften würde für die Praxis, unter Berücksichtigung stabilitätssichernder Bemessungsrichtwerte, eine belastbare Optimierungsplanung ermöglichen. In diesem Zusammenhang ist es ebenfalls wichtig, die Auswirkungen der Veränderung im Faulungsbetrieb auf nachgeschaltete Behandlungsabläufe der Kläranlage zu berücksichtigen, vgl. Kapitel 5.3.3. Die Zusammenführung der Ergebnisse aus Kapitel 5.2 und Kapitel 5.3 sowie entsprechende Schlussfolgerungen hinsichtlich der Planung und der Optimierung von Co-Vergärungsprozessen finden in Kapitel 6 statt.

5.3.1 Substrat- und Temperatureinflüsse auf den Abbaugrad

Im Rahmen des Stabilitätsnachweises der labortechnischen Versuchsreihen wurde bereits auf die unterschiedliche Abbaubarkeit von Rohschlamm, Lebensmittelresten und Fäkalschlamm eingegangen, vgl. Kapitel 5.2.3.1. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse zum Abbaugrad aller labor- und halbtechnischen Versuchsphasen dargestellt und diskutiert.

5.3.1.1 Abbaugrad

Während der Laborversuche werden die oTR- und CSB-Massen der eingesetzten Substrate beim Versuchseinbau und der Faulschlämme beim Versuchsausbau bestimmt. Diese dienen als Ausgangswerte für die Berechnung der entsprechenden Abbaugrade, vgl. Gleichung 6 in Kapitel 2.1.3. Des Weiteren werden basierend auf den Mess- und Analyseergebnissen der halbtechnischen Versuche die oTR- und CSB-Frachten der Input- und Output-Strömen der Faulbehälter bestimmt. Zur Berechnung der oTR- und CSB-Abbaugrade wird Gleichung 8 in Kapitel 2.1.3 herangezogen. Um die Substrate miteinander vergleichen zu können, werden zunächst die Abbaugrade der Einzelsubstrate unter mesophilen Betriebsbedingungen dargestellt, vgl. Abbildung 24. Es handelte sich hierbei um Mittelwerte der jeweiligen Auswertungszeiträume, detaillierte Auflistungen der Ergebnisse aller Versuchsphasen sind in Anhang 10 (halbtechnische Versuche) und Anhang 11 (Laborversuche) einsehbar.

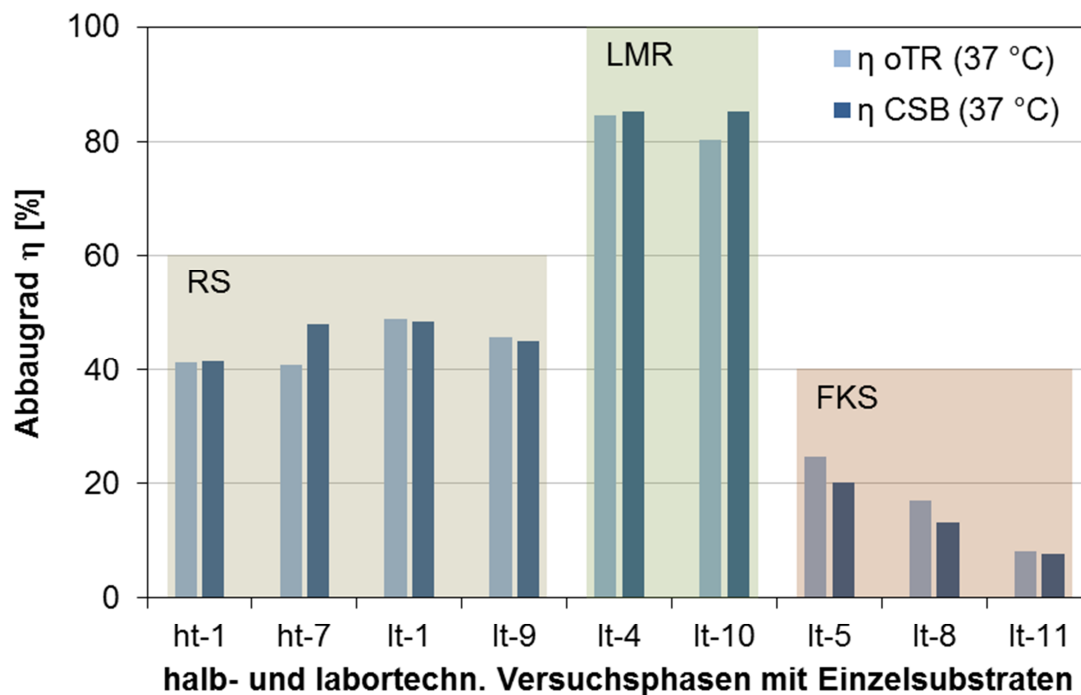


Abbildung 24: Abbaugrad der Einzelsubstrate bei mesophilem Betrieb

Der oTR-Abbaugrad von Rohschlamm liegt nach Angaben der Literatur bei rd. 45 % (Mischungsverhältnis von Primär- und Überschussschlamm von 1:1), vgl. Tabelle 11 in Kapitel 2.3.4. In der labortechnischen Versuchsphase RS_lt-9, in der exakt dieses Mischungsverhältnis untersucht wird, wird dementsprechend ein oTR-Abbaugrad von 46 % erreicht. In den Versuchsphasen RS_ht-1, RS_ht-7 und RS_lt-1 sind die Mischungsverhältnisse nicht exakt bekannt (~1:1 bis 1:2), da das Gemisch aus Primär- und Überschussschlamm direkt vom Zentralklärwerk Darmstadt bezogen wurde, vgl. Kapitel 4.1. Die Ergebnisse variieren zwischen 41-49 % und liegen somit im Bereich der Literaturangaben für Primärschlamm (45-65 %) und Überschussschlamm (30-40 %), vgl. Tabelle 11 in Kapitel 2.3.4. Bei den Lebensmittelresten ist laut Literatur mit Abbaugraden von 70-93 % zu rechnen (bezogen auf oTR). In den Versuchsphasen LMR_lt-4 und LMR_lt-10 werden oTR-Abbaugrade von 84 und 80 % erreicht, die wie zu erwarten deutlich über dem Abbaugrad von Rohschlamm liegen. Die Abbaugrade der untersuchten Fäkalschlämme liegen deutlich niedriger als die der Rohschlämme. Da der Fäkalschlamm einmalig bezogen und über den gesamten Versuchszeitraum (rd. 21 Monate) gelagert wurde, unterscheiden sich die Fäkalschlämme der Phasen FKS_lt-5, FKS_lt-8 und FKS_lt-11 in ihrer Lagerungsdauer. Der Glühverlust des Fäkalschlammes nimmt im Laufe der Lagerungsdauer von 68 % über 66 % bis 65 % ab. Ebenso findet eine Reduzierung des oTR-Abbaugrads von 25 % über 17 % bis 8 % statt. Diese Entwicklung wird durch die in Kapitel 2.3.4 beschriebenen Literaturdaten bestätigt.

Die Abweichungen zwischen den jeweiligen oTR- und CSB-Abbaugraden der Ausgangssubstrate liegen unter 10 % und somit im Rahmen der Messgenauigkeit. Im Folgenden werden die oTR- und CSB-Abbaugrade der untersuchten Substratmischungen dargestellt, vgl. Abbildung 25. Durch die farbigen Hintergründe werden die Mischungen zusammengefasst, die aus den gleichen Substraten bestehen.

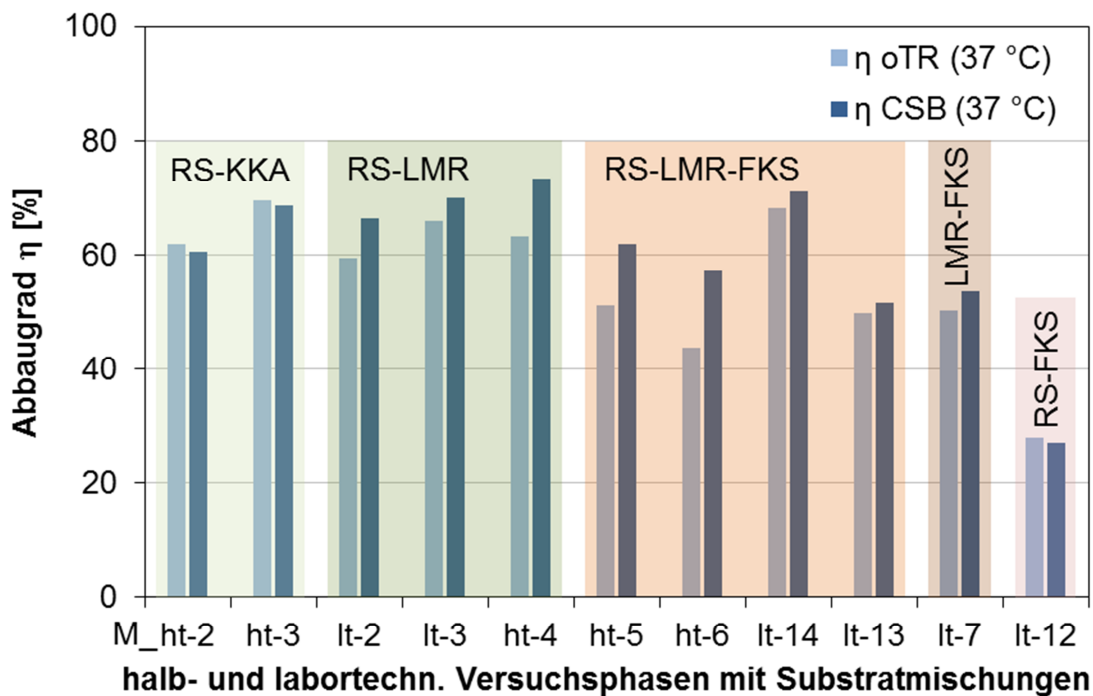


Abbildung 25: Abbaugrad der Substratmischungen bei mesophilem Betrieb

Durch die Mitbehandlung von Küchen- und Kantinenabfällen in der Faulung wird der CSB-Abbaugrad von rd. 45 % (reiner Rohschlamm) auf rd. 61 % gesteigert (M_ht-2). Mit der Erhöhung des Mischungsanteils von Küchen- und Kantinenabfall steigt der CSB-Abbaugrad in Phase M-ht-3 weiter auf rd. 69 % an. Ebenso findet durch die Erhöhung des Mischungsanteils der Lebensmittelreste eine sukzessive Steigerung des CSB-Abbaugrads von rd. 66 % (M_lt-2) über rd. 70 % (M_lt-3) auf rd. 73 % (M_ht-4) statt. In Versuchsphase M_ht-5 wird der CSB-Mischungsanteil der Lebensmittelreste aus Phase M_ht-4 beibehalten und die Hälfte des CSB-Mischungsanteils von Rohschlamm durch Fäkalschlamm ersetzt. Dies führt zu einem Rückgang des CSB-Abbaugrads auf rd. 62 %, was durch die Erhöhung des Fäkalschlammanteils in Phase M_ht-6 noch verstärkt wird (η_{CSB} : rd. 57 %), vgl. Kapitel 5.2.3.2. Im Rahmen der Laborversuche werden ebenfalls zwei Mischungen aus Rohschlamm, Lebensmittelresten und Fäkalschlamm untersucht, die die gleiche Entwicklung aufzeigen (M_lt-13 und M_lt-14). Die Substratmischung in Versuchsphase M_lt-7 besteht aus 57 % Lebensmittelreste und 43 % Fäkalschlamm (bezogen auf den CSB). Im Vergleich zu Versuchsphase M_lt-3, deren Mischung aus 59 % Lebensmittelreste und 41 % Rohschlamm zusammengesetzt ist, ist der Abbaugrad deutlich geringer. Dies ist wiederum mit der schlechteren Abbaubarkeit des Fäkalschlammes im Vergleich zum Rohschlamm zu begründen. Mit der Substratmischung aus 51 % Rohschlamm und 41 % Fäkalschlamm wird somit der Abbaugrad von reinem Rohschlamm (rd. 45 %) unterschritten. Er liegt mit rd. 27 % zwischen dem Abbaugrad von reinem Rohschlamm und reinem Fäkalschlamm.

Neben dem Substrateinfluss wird im Rahmen der halbtechnischen Versuche der Einfluss der Betriebstemperatur untersucht. Bislang wurden die Versuchsergebnisse zum Abbaugrad unter mesophilen Betriebsbedingungen erläutert. In Abbildung 26 werden die erreichten Abbaugrade der beiden halbtechnisch betriebenen Faulbehälter (mesophiler und thermophiler Betrieb) gegenübergestellt.

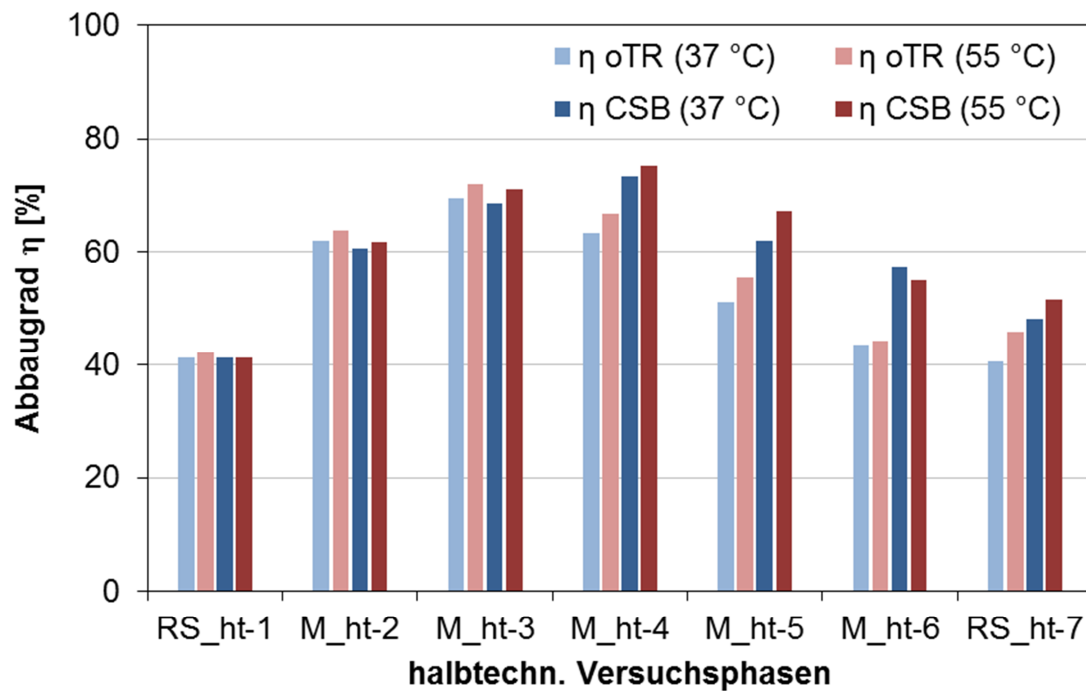


Abbildung 26: Abbaugrad bei mesophilem und thermophilem Faulungsbetrieb

Die Abweichungen der Abbaugrade zwischen mesophilem und thermophilem Faulungsbetrieb liegen sowohl bezogen auf oTR als auch auf CSB unter der jeweiligen Standardabweichung der Mittelwerte, vgl. Anhang 10. Dies bestätigt die Aussagen aus der aktuellen Literatur, dass die Abbauleistung von mesophil und thermophil betriebenen Faulungsanlagen in einer vergleichbaren Größenordnung liegt, vgl. Kapitel 2.2.1.

5.3.1.2 Raumumsatzleistung

Anhand der auf die Raumbelastung ($B_{R,CSB}$) bezogenen Raumumsatzleistung (RUL_{CSB}) kann der Abbaugrad (η_{CSB}) von Substraten bzw. Substratmischungen ausgedrückt werden, vgl. Gleichung 28.

$$\eta_{CSB} [\%] = \frac{RUL_{CSB} \left[\frac{\text{kg CSB}_{zu} - \text{kg CSB}_{ab}}{(\text{m}^3 \cdot \text{d})} \right]}{B_{R,CSB} \left[\frac{\text{kg CSB}_{zu}}{(\text{m}^3 \cdot \text{d})} \right]} \cdot 100 \quad \text{Gl. (28)}$$

Die Raumumsatzleistung gibt die abgebaute CSB-Fracht pro Kubikmeter und Tag an (CSB-Fracht_{zugeführt} abzüglich der CSB-Fracht_{abgeführt}). Sie beinhaltet somit den Anteil des abgebauten CSB, der zu Faulgas umgewandelt wird, sowie den Anteil des abgebauten CSB, der zur Biomasseneubildung benötigt wird, vgl. Kapitel 2.1.3. In Tabelle 34 sind die Raumbelastungen und die entsprechenden Raumumsatzleistungen aus den halb- und labortechnischen Versuchen unter mesophilen Betriebsbedingungen zusammengestellt. Aus Gründen der Veranschaulichung wird der Trockenrückstand der untersuchten Substrate bzw. Substratmischungen auf 5 % TR normiert, vgl. Abbildung 27. Die entsprechende Raumumsatzleistung ergibt sich aus der Multiplikation der Raumbelastung mit dem jeweiligen Abbaugrad. Die Raumumsatzleistungen der halbtechnischen Versuchsphasen, die aus den Originalwerten der

Raumbelastungen (nicht normiert) und den entsprechenden Abbaugraden resultieren, sind in Anhang 12 aufgeführt.

Tabelle 34: Raumbelastungen und Raumumsatzleistungen der durchgeführten mesophilen Versuchsreihen (normiert auf 5 % TR)

Versuchsreihen	CSB _{zu}	Raumbelastung	Raumumsatzleistung	η _{CSB}
	Messwerte	Rechenwerte		
	[g/kg TR]	[kg CSB _{zu} /(m ³ ·d)]	[kg CSB _{abgebaut} /(m ³ ·d)]	[%]
Versuchsphasen im halbtechnischen Maßstab				
RS_ht-1	1.065	2,66	1,11	41,4
M_ht-2	1.284	3,21	1,95	60,6
M_ht-3	1.375	3,44	2,36	68,5
M_ht-4	1.657	4,14	3,04	73,3
M_ht-5	1.585	3,96	2,45	61,9
M_ht-6	1.448	3,62	2,07	57,2
RS_ht-7	1.162	2,91	1,40	48,0
Laborversuchsreihen				
RS_lt-1	1.051	2,63	1,27	48,4
M_lt-2	1.231	3,08	2,04	66,3
M_lt-3	1.362	3,41	2,38	69,8
LMR_lt-4	1.698	4,25	3,62	85,2
FKS_lt-5	1.234	3,09	0,62	20,2
M_lt-7	1.415	3,54	1,90	53,6
FKS_lt-8	1.170	2,93	0,38	13,1
RS_lt-9	1.175	2,94	1,33	45,1
LMR_lt-10	1.591	3,98	3,39	85,1
FKS_lt-11	1.107	2,77	0,21	7,6
M_lt-12	1.149	2,87	0,78	27,1
M_lt-13	1.309	3,27	1,69	51,6
M_lt-14	1.480	3,70	2,63	71,1

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse wird in Abbildung 27 die Raumumsatzleistung bezogen auf die entsprechende Raumbelastung grafisch dargestellt. Die rote Winkelhalbierende gibt die maximale Raumumsatzleistung in Abhängigkeit von der Raumbelastung bei einem vollständigen Abbau der organischen Substanz an (η_{CSB} = 100 %). Die Form und Farbe der Messpunkte der halb- und labortechnischen Versuchsphasen charakterisieren die jeweiligen

Substrate bzw. Substratmischung. Einzelsubstrate werden als Quadrat, Mischungen aus zwei Substraten als Kreis und Mischungen aus drei Substraten als Dreieck dargestellt.

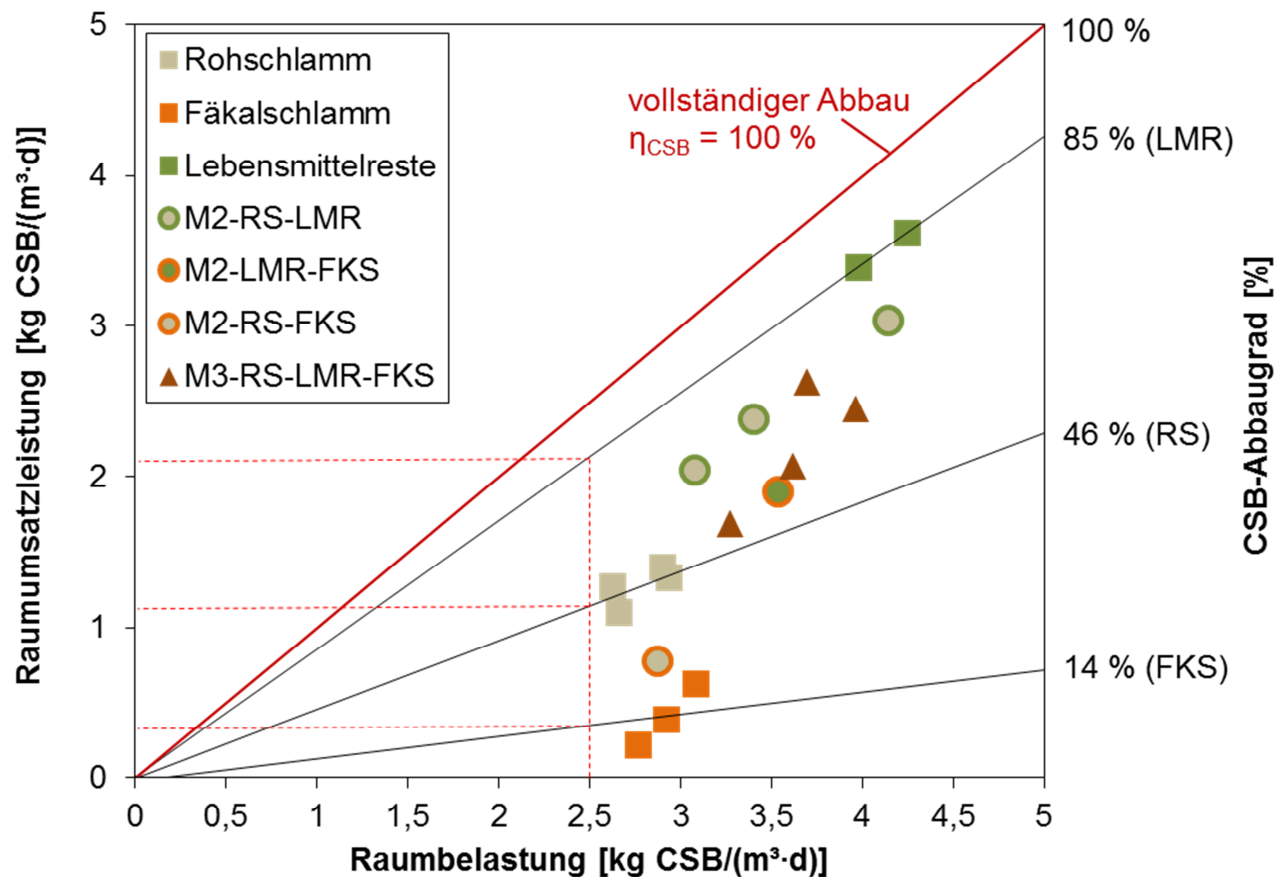


Abbildung 27: Messwerte der erzielten Abbaugrade im Vergleich zum vollständigen Abbau

Ausgehend von einer Raumbelastung von $2,5 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (vgl. modifizierter Bemessungsansatz nach Urban & Scheer (2011) in Kapitel 5.2.4) resultiert für Rohschlamm eine Raumumsatzleistung von rd. $1,2 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Demgegenüber liegt die entsprechende Raumumsatzleistung, aufgrund der abweichenden Abbaubarkeit, bei Lebensmittelresten bei rd. $2,1 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ und bei Fäkalschlamm bei rd. $0,4 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (rotgestrichelte Linien). Die RUL- B_R -Verhältnisse bzw. die Abbaugrade in den Versuchsphasen, in denen Substratmischungen aus zwei bzw. drei Substraten untersucht werden, liegen in Abhängigkeit vom Mischungsverhältnis in dem Bereich zwischen den Einzelsubstraten. Inwiefern die Ergebnisse der Substratmischungen mit denen der Einzelsubstrate korrelieren, wird im nächsten Kapitel behandelt.

5.3.1.3 Korrelation des Abbaugrads

Zur Überprüfung eines linearen Zusammenhangs der Abbaugrade der Ausgangssubstrate und der Substratmischungen werden die Abbaugrade der Substratmischungen anhand der Substratmischungsverhältnisse (bezogen auf CSB) und der CSB-Abbaugrade der jeweiligen Ausgangssubstrate berechnet, vgl. Gleichung 29.

$$\eta_{\text{CSB}} = \sum_{i=1}^n x_i \cdot \eta_{\text{CSB},i} \quad \text{Gl. (29)}$$

mit:

- η_{CSB} = CSB-Abbaugrad der Substratmischung (aus n Substraten) [%]
- x_i = Mischungsanteil von Substrat_i (bezogen auf CSB) [%]
- $\eta_{\text{CSB},i}$ = CSB-Abbaugrad von Substrat_i [%]

Es handelt sich hierbei um Substratmischungen aus Rohschlamm und Lebensmittelresten, Fäkalschlamm und Lebensmittelresten und Fäkal- und Rohschlamm. Bei den in der Berechnung herangezogenen Abbaugraden von Rohschlamm und Lebensmittelresten handelt es sich um die Mittelwerte der jeweiligen Einzelbestimmungen aller Laborversuchsreihen, da die beiden Substrate für jede Versuchsreihe frisch bezogen wurden. Bei dem einmalig angelieferten und über den Untersuchungszeitraum gelagerten Fäkalschlamm ist dies aufgrund der zeitlichen Abstände zwischen den Versuchsreihen nicht möglich, da sich die Lagerungsdauer der Fäkalschlämme voneinander unterscheidet. Somit wird bei der Substratmischung M2-LMR-FKS der Mittelwert der Fäkalschlammproben aus Versuchsreihe I und II, die zeitlich dicht beieinander liegen, und bei den Substratmischungen M2-RS-FKS und M3-RS-LMR-FKS der Mittelwert der Fäkalschlammproben aus Versuchsreihe III verwendet.

- Den Rechenwerten der Substratmischung aus Rohschlamm und Lebensmittelresten liegen die jeweiligen mittleren Abbaugrade der beiden Ausgangssubstrate aus den Phasen RS_lt-1 und RS_lt-9 sowie LMR_lt- 4 und LMR_lt-10 zugrunde.
- Den Rechenwerten der Substratmischung aus Fäkalschlamm und Lebensmittelresten liegen die jeweiligen mittleren Abbaugrade der beiden Ausgangssubstrate aus den Phasen FKS_lt-5 und FKS_lt-8 (FKS^{I+II} in Abbildung 28) sowie LMR_lt- 4 und LMR_lt-10 zugrunde. Die Phase FKS_lt-11 wird aufgrund der längeren Lagerungsdauer des Fäkalschlammes nicht in diese Betrachtung miteinbezogen.
- Den Rechenwerten der Substratmischung aus Fäkalschlamm und Rohschlamm liegen die jeweiligen mittleren Abbaugrade der beiden Ausgangssubstrate aus den Phasen RS_lt-1 und RS_lt-9 sowie FKS_lt-11 (FKS^{III} in Abbildung 28) zugrunde. Die Phasen FKS_lt-5 und FKS_lt-8 werden aufgrund der abweichenden Lagerungsdauer nicht in diese Betrachtung miteinbezogen.

In Abbildung 28 werden sowohl die berechneten Abbaugrade (Geraden) als auch die Messwerte der Ausgangssubstrate (rechteckige bzw. rautenförmige Messpunkte) und der drei Substratmischungen (kreisförmige Messpunkte) dargestellt. Über die Abszisse wird das Mischungsverhältnis der jeweiligen Ausgangssubstrate und über die Ordinate die entsprechenden CSB-Abbaugrade abgebildet. Die Rechenwerte der Abbaugrade werden anhand der Geraden für alle möglichen Mischungsverhältnisse veranschaulicht.

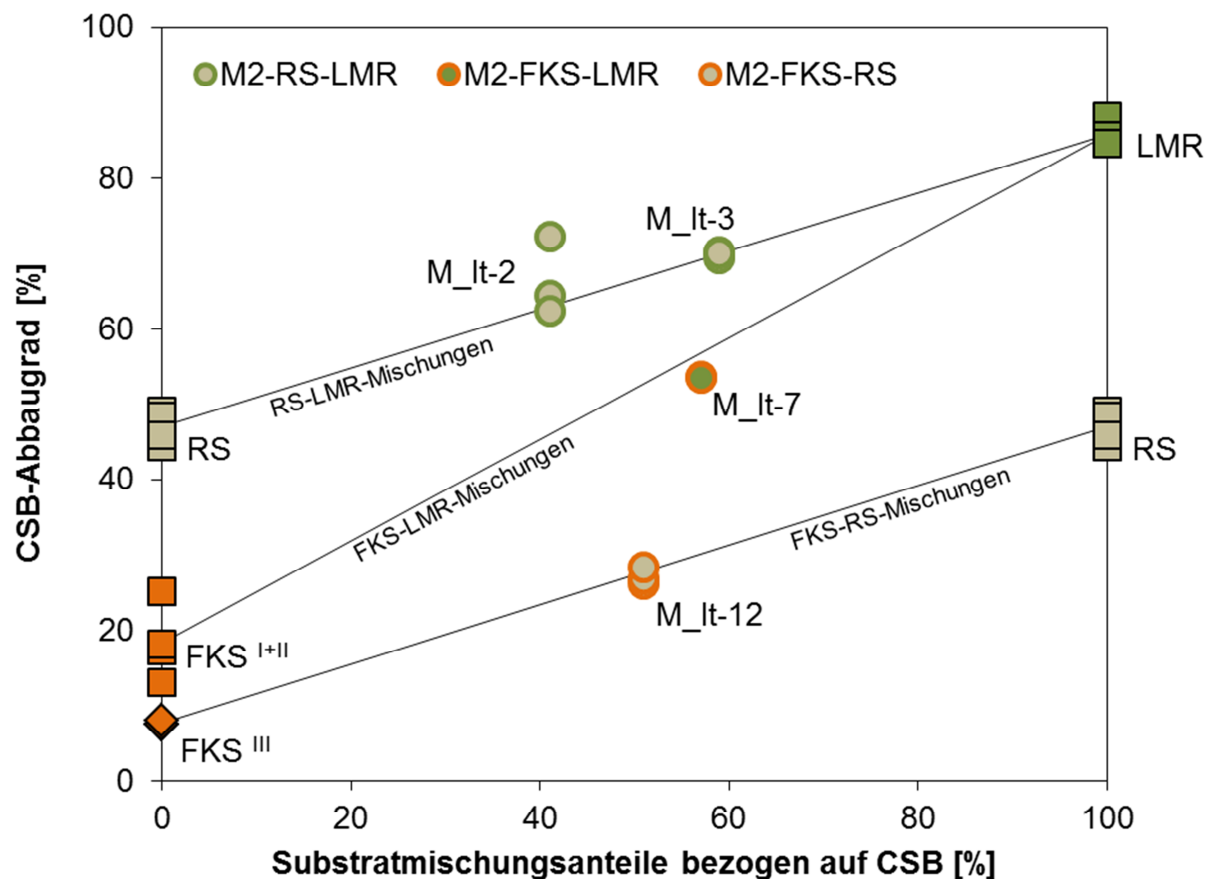


Abbildung 28: Korrelation des CSB-Abbaugrads bei Mischungen aus zwei Substraten

Aus Abbildung 28 wird deutlich, dass die Messwerte der Substratmischungen nahe an den jeweiligen Rechenwerten (Geraden) liegen. Bei der Mischung aus RS und LMR (M_Lt-2 und M_Lt-3) wurden zwei unterschiedliche Mischungsverhältnisse der beiden Ausgangssubstrate in jeweils einer Dreifachbestimmung untersucht. Die Messwerte weichen bis auf einen Messpunkt, der eine Abweichung von 14,7 % aufweist, um maximal 1 % von den entsprechenden Rechenwerten ab. In der Versuchsphase M_Lt-7 wurde eine Mischung aus 43 % Fäkalschlamm und 57 % Lebensmittelreste in einer Doppelbestimmung untersucht. Die Messwerte weichen um maximal 5,8 % von den entsprechenden Rechenwerten ab. Ebenso liegen die Abweichungen der Messwerte von den entsprechenden Rechenwerten der Versuchsphase M_Lt-12, in der eine Mischung aus 49 % Fäkalschlamm und 51 % Rohschlamm in einer Dreifachbestimmung untersucht wurde, bei maximal 5,8 %. Somit ist mit Ausnahme eines Ausreißers eine gute Korrelation der Messwerte der Ausgangssubstrate und deren Substratmischungen mit den entsprechenden Rechenwerten vorhanden.

Um die Korrelation der Abbaugrade und damit die Anwendbarkeit von Gleichung 29 zu verifizieren, werden zusätzlich die Ergebnisse der Versuchsphasen M_Lt-13 und M_Lt-14 herangezogen. In diesen Versuchsphasen werden Substratmischungen aus drei Ausgangssubstraten behandelt. Die Substratmischung in Phase M_Lt-13 besteht aus 30 % RS, 41 % LMR und 29 % FKS. Die Messwerte dieser Phase, der eine Doppelbestimmung zugrundeliegt, weichen um maximal 0,6 % von den anhand des Mischungsverhältnisses bestimmten Rechenwerten ab. Die Substratmischung in Phase M_Lt-14 unterscheidet sich durch einen deutlich höheren LMR-Anteil (13 % RS, 74 % LMR und 13 % FKS) von der vorherigen Substratmischung.

Die Messwerte, denen eine Dreifachbestimmung zugrundeliegt, weichen um maximal 3,1 % von den anhand des Mischungsverhältnisses bestimmten Rechenwerten ab, vgl. Tabelle 35.

Tabelle 35: Korrelation des CSB-Abbaugrads bei Mischungen aus drei Substraten

Versuchs-Phase	Probe Nr.	CSB-Mischungsverhältnis			CSB-Abbaugrad		
		RS	LMR	FKS	MW	RW	Δ
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
M_Ilt-13	19	30	41	29	51,5	51,8	0,6
	20				51,6		0,4
M_Ilt-14	22	13	74	13	70,2	70,6	0,6
	23				70,3		0,5
	24				72,8		-3,1

Anhand der Untersuchungsergebnisse wird deutlich, dass eine belastbare, rechnerische Kalkulation des CSB-Abbaugrads von Substratmischungen vorgenommen werden kann, wenn die entsprechenden Abbaugrade der Ausgangssubstrate bekannt sind. Eine detaillierte Aufstellung der gesamten Datenbasis der Substratmischungen aus zwei und aus drei Ausgangssubstraten ist in Anhang 11 enthalten.

5.3.2 Substrat- und Temperatureinflüsse auf die Gas- und Methanausbeute

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse zur spezifischen Gasausbeute, zum Methananteil im Faulgas und zur spezifischen Methanausbeute (bezogen auf oTR und CSB) aller labor- und halbtechnischen Versuchsphasen dargestellt und diskutiert.

5.3.2.1 Spezifische Gasausbeute

Die Bestimmung der Gasausbeute findet im Rahmen der Laborversuche über die Druckentwicklung in den Messflaschen unter Berücksichtigung der Umgebungstemperatur statt, vgl. Kapitel 4.3. In der halbtechnischen Versuchsanlage wird das produzierte Gasvolumen mittels Trommelgaszähler und SPS minütlich gemessen und aufgezeichnet. Die parallele Messung von Temperatur und Druck ermöglicht die Bestimmung des produzierten Normvolumens, vgl. Kapitel 4.2.

Um die spezifische Gasausbeute berechnen zu können, wird die Gasausbeute auf die jeweilige oTR- bzw. CSB-Fracht bezogen. Zur übersichtlichen Darstellung und zum Vergleich werden im Folgenden die Mittelwerte der jeweiligen Auswertungszeiträume dargestellt. Eine detailliertere Darstellung der Mess- und Analysedaten aller Versuchsphasen ist in Anhang 13 (halbtechnische Versuche) sowie Anhang 14 und 15 (Laborversuche) aufgeführt. Die erzielten spezifischen Gasausbeuten bezogen auf CSB sind im Vergleich zu den spezifischen Gasausbeuten bezogen auf oTR geringer, was auf die organische Zusammensetzung der Substrate bzw. Substratmischungen zurückzuführen ist, vgl. Tabelle 36.

Tabelle 36: Spezifische Gasausbeuten der durchgeführten mesophilen Versuchsreihen

Versuchsreihen	spez. Gasausbeute *		CSB-oTR-Verhältnis	
	Messwert NL/kg oTR _{zu}	Messwert NL/kg CSB _{zu}	Rechenwert aus Spalte 1 und 2	Messwert ** Substratzusammensetzung
Einzelsubstrate				
RS_ht-1	429	306	1,4	1,5
RS_ht-7	417	236	1,8	1,7
RS_lt-1	380	233	1,6	1,6
RS_lt-9	383	251	1,5	1,5
LMR_lt-4	847	418	2,0	2,0
LMR_lt-10	828	469	1,8	1,8
FKS_lt-5	139	78	1,8	1,8
FKS_lt-8	186	105	1,8	1,8
FKS_lt-11	62	36	1,7	1,7
Substratmischungen				
M_ht-2	703	477	1,5	1,6
M_ht-3	725	489	1,5	1,6
M_lt-2	557	327	1,7	1,7
M_lt-3	669	368	1,8	1,8
M_ht-4	818	390	2,1	1,9
M_ht-5	867	416	2,1	1,9
M_ht-6	739	378	2,0	1,9
M_lt-14	662	378	1,8	1,8
M_lt-13	476	284	1,7	1,7
M_lt-7	493	266	1,9	1,9
M_lt-12	229	141	1,6	1,6

* Mittelwert aus Mehrfachbestimmungen (lt) und Wochenwerten (ht)

** vgl. Anhang 6

Die CSB-oTR-Verhältnisse der Substrate bzw. Substratmischungen (Spalte 4) spiegeln sich im Verhältnis der spezifischen Gasausbeuten wider (Spalte 3). Zunächst werden die Ergebnisse der untersuchten Einzelsubstrate in Abbildung 29 veranschaulicht und diskutiert.

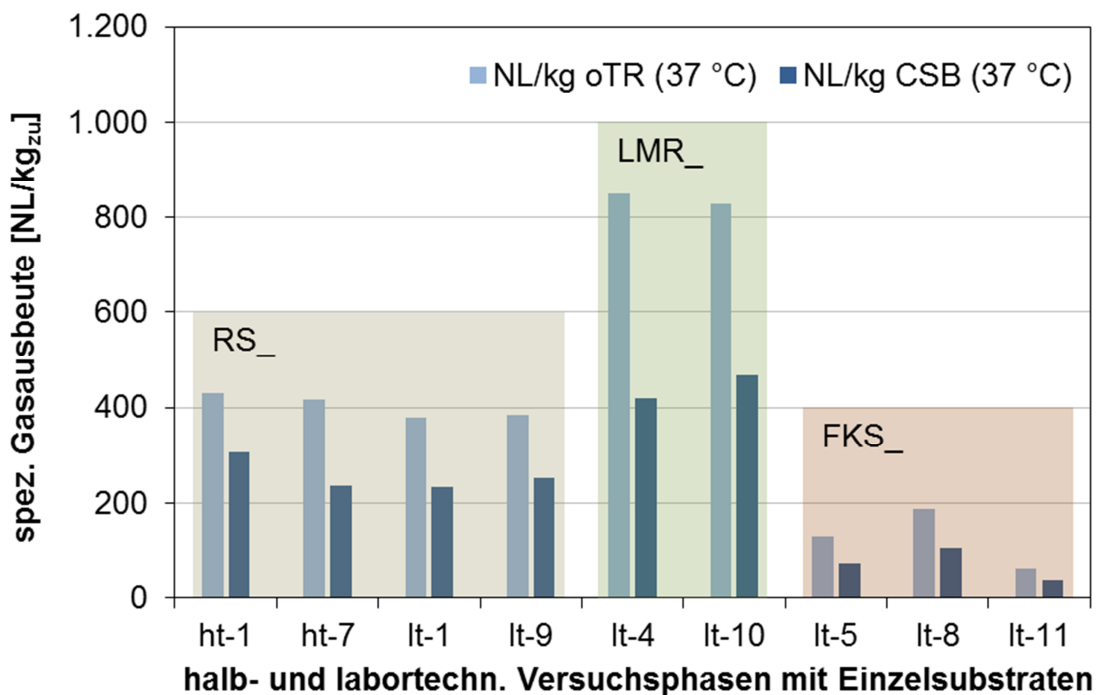


Abbildung 29: Spezifische Gasausbeute der Einzelsubstrate bei mesophilem Betrieb

Die spezifische Gasausbeute liegt sowohl bei den halb- als auch den labortechnischen Versuchsphasen mit Rohschlamm bei 380-430 NL/kg oTR_{zu} und somit in einem üblichen Bereich zwischen Primärschlämmen (500-600 NL/kg oTR_{zu}) und Überschussschlämmen (250-300 NL/kg oTR_{zu}), vgl. Tabelle 12 in Kapitel 2.3.4. Im Vergleich zu Rohschlamm liegt die spezifische Gasausbeute der Lebensmittelreste mit rd. 840 NL/kg oTR_{zu} deutlich höher, was sowohl auf die organische Zusammensetzung von LMR (höheres CSB-oTR-Verhältnis, vgl. Kapitel 5.2.1) als auch auf die Verfügbarkeit der organischen Substanz (höherer Abbau-grad, vgl. Kapitel 5.3.1.1) zurückzuführen ist. Dies wird in Abbildung 29 anhand der auf den CSB bezogenen spezifischen Gasausbeute deutlich, die bei LMR im Vergleich zu RS (230-300 NL/kg CSB_{zu}) in einem Bereich von 420-470 NL/kg CSB_{zu} liegt. Die spezifische Gasausbeute des Fäkalschlammes variiert zwischen 62 und 186 NL/kg oTR_{zu}, wobei es sich bei dem Maximalwert um eine Einzelbestimmung handelt. Im Mittel ergibt sich aus den Ergebnissen der Mehrfachbestimmung ein Wert von 108 NL/kg oTR_{zu}. Obwohl das CSB-oTR-Verhältnis von FKS dem von LMR in etwa entspricht, liegt die spezifische Gasausbeute von FKS aufgrund der deutlich schlechteren Abbaubarkeit unter der von Rohschlamm.

Die Ergebnisse zur spezifischen Gasausbeute der Versuchsphasen, in denen unterschiedliche Substratmischungen behandelt werden, sind in Abbildung 30 dargestellt.

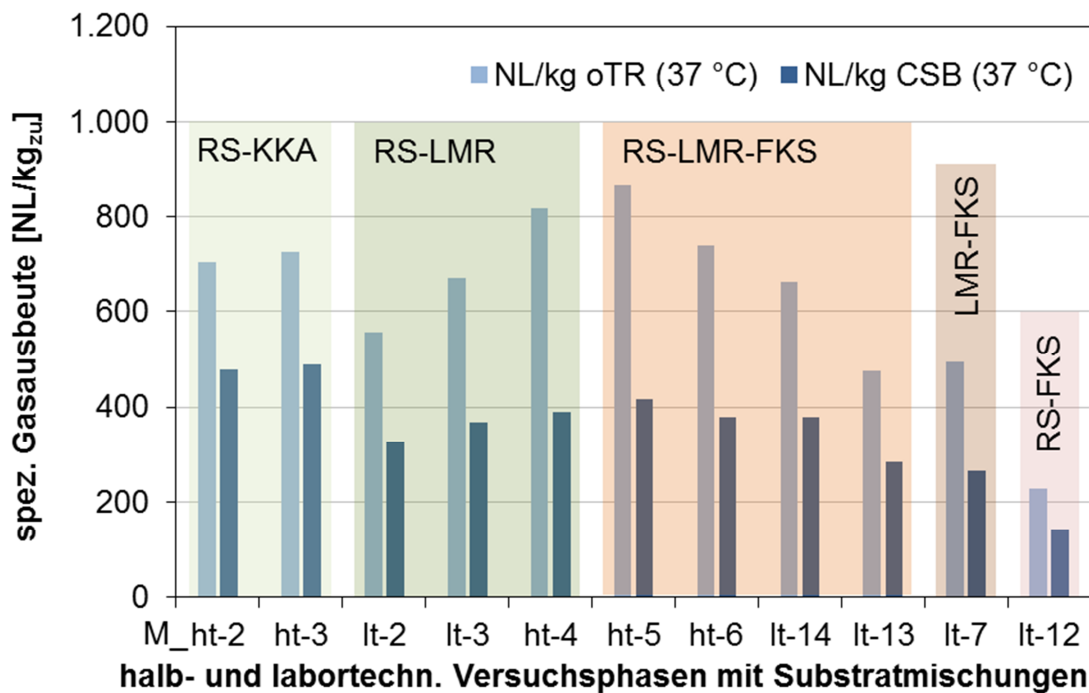


Abbildung 30: Spezifische Gasausbeute der Substratmischungen bei mesophilem Betrieb

Durch die Mitbehandlung von Küchen- und Kantinenabfällen wird eine Steigerung der spezifischen Gasausbeute von rd. 400 NL/kg oTR_{zu} (Rohschlamm) auf rd. 700 NL/kg oTR_{zu} in Phase M_ht-2 und auf rd. 725 NL/kg oTR_{zu} in Phase M_ht-3 erzielt. Diese Beobachtung kann auch bei der kombinierten Behandlung von Rohschlamm und Lebensmittelresten gemacht werden. Die spezifische Gasausbeute wird durch Erhöhung des Co-Substratanteils stufenweise bis auf 818 NL/kg oTR_{zu} (M_ht-4) gesteigert. Demgegenüber führt die Mitbehandlung von Fäkalschlamm als dritte Komponente aufgrund der geringeren Abbaubarkeit zu einer Reduzierung der spezifischen Gasausbeute.

In Kapitel 5.3.1.1 werden die oTR- und CSB-Abbaugrade während der halbtechnischen Versuchsphasen bei unterschiedlichen Betriebstemperaturen verglichen. Die Abweichungen der Abbaugrade bei mesophilem und thermophilem Betrieb sind nicht signifikant, vgl. Anhang 10. Demzufolge ist zu erwarten, dass es sich mit der spezifischen Gasausbeute ebenso verhält, was in den Versuchsphasen RS_ht-1 und RS_ht-7 (Behandlung von Rohschlamm) auch der Fall ist, vgl. Abbildung 31.

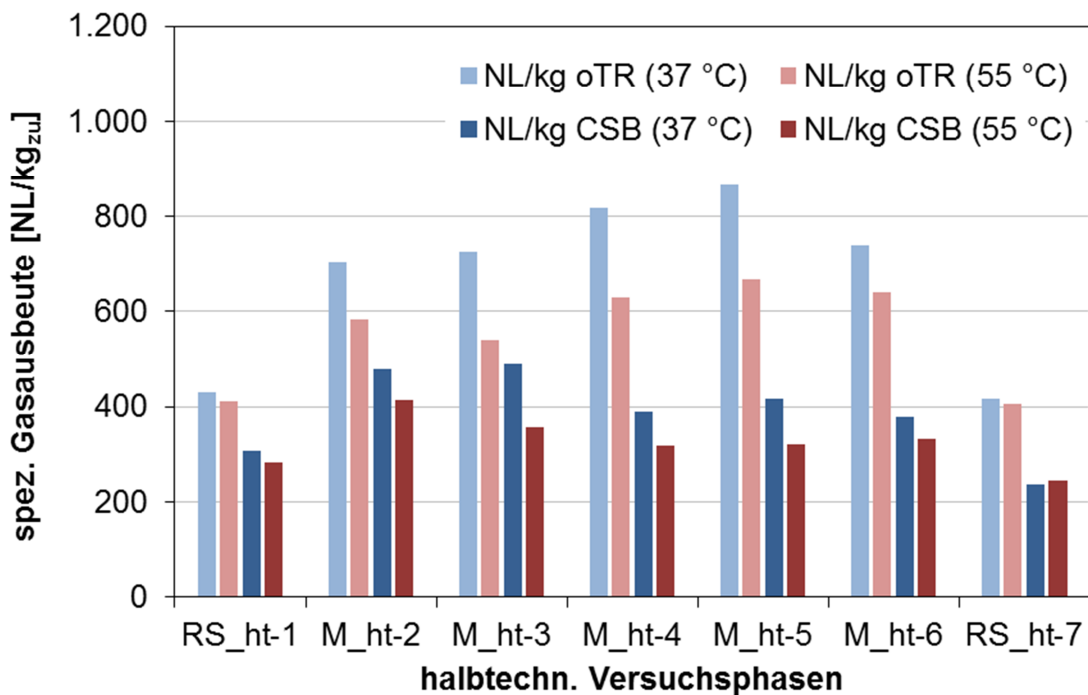


Abbildung 31: Spezifische Gasausbeute bei mesophilem und thermophilem Faulungsbetrieb

Während der kombinierten Behandlung von Rohschlamm und Co-Substraten (M_ht-2 bis M_ht-6) treten jedoch deutliche Abweichungen der erzielten spezifischen Gasausbeuten des mesophilen und thermophilen Betriebs auf. Die auf oTR bezogenen Gasausbeuten betragen im thermophilen Faulbehälter 74-87 % der entsprechenden Gasausbeute im mesophilen Betrieb. Bezogen auf CSB betragen die spez. Gasausbeuten 73-88 % der entsprechenden Gasausbeute im mesophilen Betrieb, vgl. Tabelle 37.

Tabelle 37: Vergleich der spezifischen Gasausbeute (Betrieb bei 55 °C zu 37 °C)

Bezug	RS_ht-1	M_ht-2	M_ht-3	M_ht-4	M_ht-5	M_ht-6	RS_ht-7
Prozentualer Anteil der spez. Gasausbeute bei 55 °C an der spez. Gasausbeute bei 37 °C							
bezogen auf oTR	96 %	83 %	74 %	77 %	77 %	87 %	97 %
bezogen auf CSB	92 %	86 %	73 %	81 %	77 %	88 %	103 %
Bezugsgrößen für die prozentuale Abweichung der spez. Gasausbeuten							
KKA- /LMR-Anteil bezogen auf CSB	0 %	72 %	84 %	80 %	79 %	54 %	0 %
Raumbelastung ^{55 °C} [kg CSB/(m ³ ·d)]	3,0	3,9	4,6	4,1	3,2	2,7	3,0

Da die Stabilität aller Versuchsphasen nachgewiesen werden kann (vgl. Kapitel 5.2.3.2), ist von einer Hemmung der thermophilen Faulprozesse während des Betriebs nicht auszugehen. Im Rahmen dieser Arbeit kann die Frage nach der Ursache der aufgetretenen Abweichungen aufgrund der zur Verfügung stehenden Datenbasis nicht beantwortet werden. Es ist allerdings in den Versuchsphasen mit RS und KKA bzw. LMR auffällig, dass die Abweichungen mit

der Erhöhung des KKA- bzw. LMR-Anteils an der Substratmischung und daher mit der CSB-Raumbelastung zunehmen. In Abbildung 32 werden die prozentualen Anteile der spezifischen Gasaussbeuten aus dem thermophilen Faulungsbetrieb an den spezifischen Gasaussbeuten aus dem mesophilen Faulungsbetrieb in Abhängigkeit von der CSB-Raumbelastung veranschaulicht. Die Ergebnisse der beiden Versuchsphasen mit Rohschlamm (RS_ht-1 und RS_ht-7) werden zusammengefasst dargestellt. Um den Einfluss der Co-Substrate KKA bzw. LMR verdeutlichen zu können, werden des Weiteren die Versuchsphasen M_ht-2 bis M_ht-4 in der Grafik ergänzt. Da alle Messwerte der jeweiligen Auswertungszeiträume herangezogen werden, wird eine Boxplot-Darstellung verwendet. Die Mittelwerte der jeweiligen Versuchsphasen werden anhand der Trendlinie veranschaulicht.

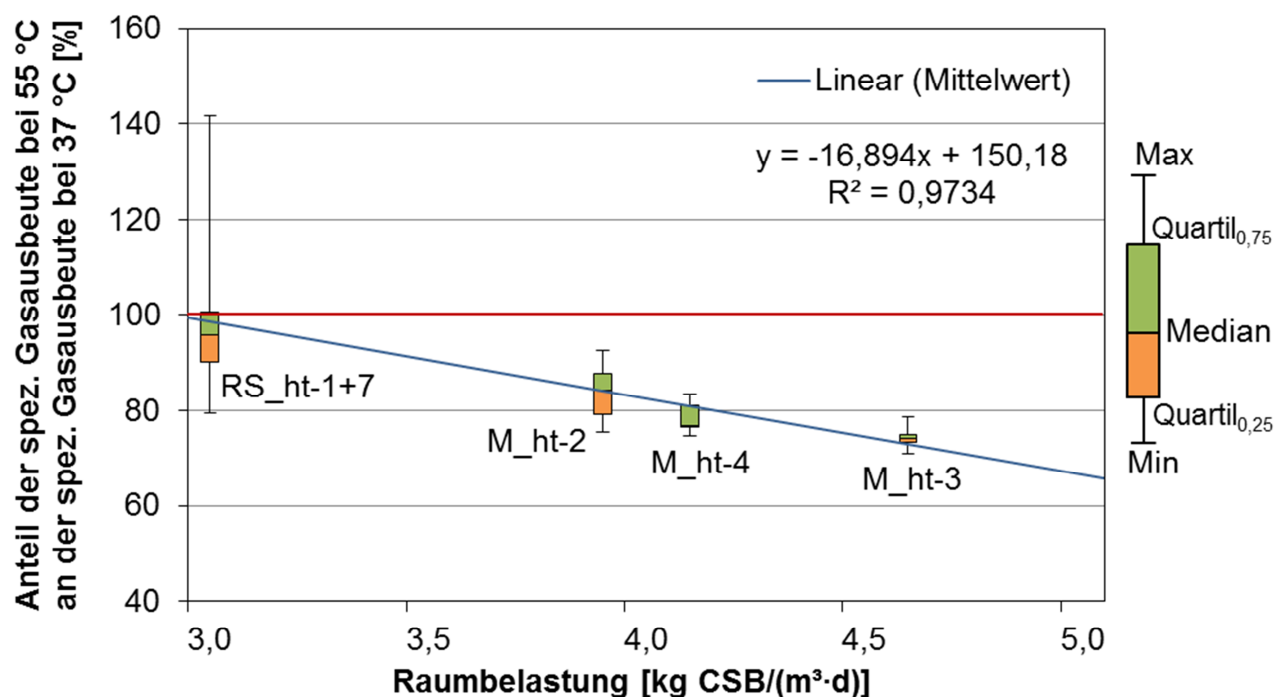


Abbildung 32: Abweichung der spez. Gasaussbeute bei 55 °C von der spez. Gasaussbeute bei 37 °C in Abhängigkeit von der Substratmischung (Boxplot-Darstellung)

Der Verlauf der Mittelwerte deutet auf eine Korrelation der temperaturabhängigen Abweichung der Gasaussbeute und der CSB-Raumbelastung hin, die durch den Mischungsanteil an KKA bzw. LMR beeinflusst wird. Dies wird durch die geringe Spannbreite zwischen dem jeweiligen oberen und unteren Quartil der Messwerte bestärkt. Inwiefern dieser Zusammenhang auf Mängel der Versuchsanlage (Undichtigkeiten, Kondensatbildung etc.) oder Messfehler zurückzuführen ist, ist auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Datenbasis nicht verifizierbar. Die Tatsache, dass keine signifikanten Abweichungen zwischen den jeweiligen Abbaugraden des mesophilen und thermophilen Betriebs auftreten, impliziert, dass die entsprechenden spezifischen Gasaussbeuten ebenfalls nicht voneinander abweichen dürfen. In weiteren Untersuchungen sind diese Aspekte zu überprüfen.

5.3.2.2 Methananteil im Faulgas

Die Bestimmung der Gaszusammensetzung, im Speziellen die Methanbestimmung, findet während des halbtechnischen Versuchsanlagenbetriebs mittels Sensormessgerät statt. Das Gas wird über einen Bypass im Gasweg direkt zum Gasanalysegerät geleitet, vgl. Kapitel 4.2.1. Im Rahmen des Stabilitätsnachweises der halbtechnischen Versuchsreihen wurden die Methananteile im Faulgas bereits aufgeführt, vgl. Tabelle 30. Die Methananteile im Faulgas weisen auf einen stabilen Faulungsprozess hin. In Abbildung 33 werden die Messwerte des mesophilen und thermophilen Betriebs grafisch gegenübergestellt. Des Weiteren werden die durchschnittlichen CSB-TOC-Verhältnisse der jeweiligen Beschickungssubstrate dargestellt.

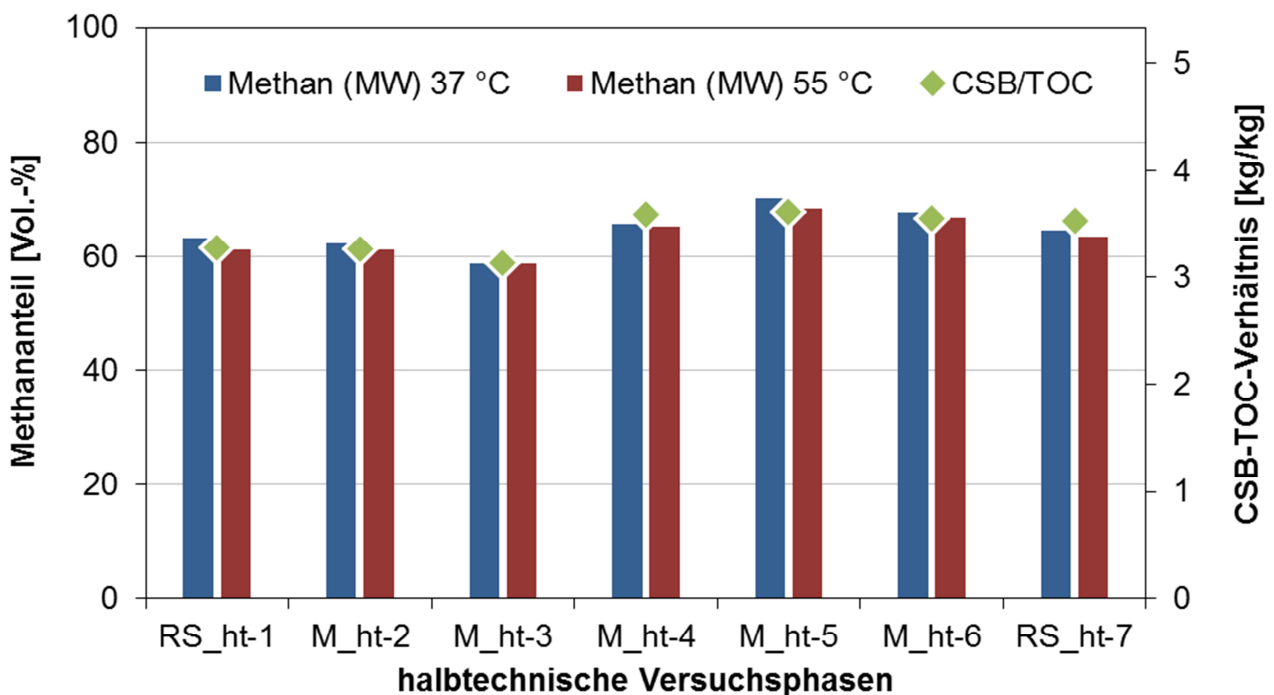


Abbildung 33: Methananteil im Faulgas der halbtechnischen Versuchsphasen

Es treten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der jeweiligen Methananteile im Faulgas des mesophilen und thermophilen Betriebs auf. Die Methananteile im Faulgas werden allerdings durch die Zusammensetzung der Beschickungssubstrate bzw. der Substratmischungen beeinflusst. Basierend auf dem Berechnungsansatz des Methangehalts im Faulgas bei vollständigem Abbau der organischen Substanz steigt der Methangehalt mit dem CSB-TOC-Verhältnis linear an. Anhand der Messwerte der CSB-TOC-Verhältnisse kann die zu erwartende Methanausbeute über die Oxidationszahl des Kohlenstoffs berechnet werden ($\text{CH}_4 = 18,75 \cdot \text{CSB/TOC}$), vgl. Kapitel 2.2.4.2. Die Messpunkte der CSB-TOC-Verhältnisse in Abbildung 33 stellen aufgrund der gewählten Skalierung der Ordinaten gleichzeitig die Rechenwerte der Methananteile im Faulgas der Versuchsphasen bei vollständigem Abbau der organischen Substanz dar und können über die linke Ordinate abgelesen werden. Die Mess- und Rechenwerte der Methananteil im Faulgas der halbtechnischen Versuchsphasen weisen keine signifikanten Abweichungen auf. Die Ergebnisse bestätigen, dass der zu erwartende

Methananteil im Faulgas vorab kalkuliert werden kann, wenn das CSB-TOC-Verhältnis des Beschickungssubstrats (bzw. der Substratmischung) bekannt ist.

In die Beurteilung der Substratabhängigkeit der Methananteile im Faulgas werden zusätzlich die Ergebnisse der Laborversuche miteinbezogen, vgl. Abbildung 34. Die Bestimmung der Gaszusammensetzung findet im Rahmen der Laborversuche mittels Gaschromatograph statt. Hierbei handelt es sich um Mischproben der im Verlauf der Versuchsreihen mittels Laborspritze entnommenen und in Gasballons gespeicherten Faulgase, vgl. Kapitel 4.3.3. Im Vergleich zu der Bestimmungsmethode der halbertechnischen Versuche kann es zu Ungenauigkeiten kommen, da keine direkte Gasleitung zwischen den Gärreaktoren und dem Gaschromatograph besteht. Durch die Gasentnahme aus den Gärreaktoren, die Lagerung in den Gasballons und die Probenentnahme aus den Gasballons vor der Analyse können Veränderungen der Gaszusammensetzung auftreten.

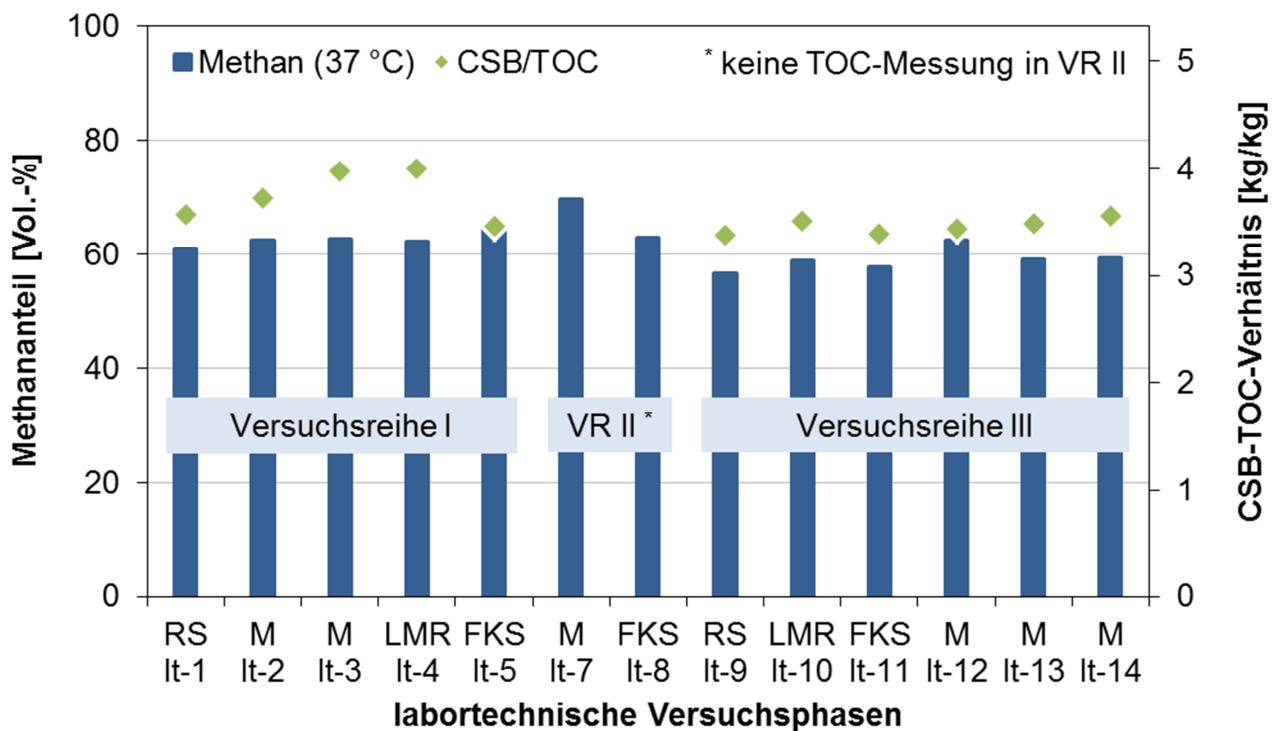


Abbildung 34: Methananteil im Faulgas der labortechnischen Versuchsreihen

In Abhängigkeit von den verwendeten Einzelsubstraten (RS, LMR und FKS) sind keine auffälligen Unterschiede der gemessenen Methananteile im Faulgas zu beobachten. Bei Rohschlamm und Lebensmittelresten liegt der Methananteil des Faulgases bei rd. 61 Vol.-% und bei Fäkalschlamm bei rd. 62 Vol.-%. Es ist allerdings davon auszugehen, dass es sich bei den RS- und LMR-Gasproben aufgrund des Vorgehens bei der Gasanalyse um verminderte Methanmesswerte handelt, da in den halbertechnischen Versuchsphasen die Methanmesswerte den auf der Substratzusammensetzung basierenden Rechenwerten entsprechen. Die Abweichungen der Mess- und Rechenwerte in den Laborversuchen mit RS liegen demgegenüber bei 9-10 % und mit LMR bei 11-17 %.

Hinsichtlich der untersuchten Substratmischungen in den halb- und labortechnischen Versuchsphasen werden die höchsten Methananteile im Faulgas in den Versuchsphasen mit LMR und FKS gemessen (rd. 70 Vol.-%). Die Zusammensetzung von Lebensmittelresten (3,45 kg CSB/kg TOC), FKS (3,47 kg CSB/kg TOC) und RS (3,43 kg CSB/kg TOC) weisen im Vergleich zu KKA (3,08 kg CSB/kg TOC) ein höheres CSB-TOC-Verhältnis auf. Hierbei werden die Mittelwerte aller analysierten Substratproben verwendet, vgl. Tabelle 25. Da es sich bei den CSB-TOC-Messwerten der Laborversuchsphasen um Einzelmessungen handelt, können diese aufgrund temporärer Schwankungen der Substratzusammensetzung von den oben genannten Mittelwerten abweichen. Eine detaillierte Aufstellung der Methananteile aller Versuchsphasen ist in Anhang 13 (halbtechnische Versuche) und Anhang 7 (Laborversuche) enthalten.

5.3.2.3 Spezifische Methanausbeute

In diesem Kapitel werden die ersten drei halbtechnischen Versuchsphasen (RS_ht-1, M_ht-2, M_ht-3) nicht in die Betrachtung der spezifischen Methanausbeute miteinbezogen. Das ist damit zu begründen, dass die CSB-Bilanz in diesen drei Versuchsphasen aufgrund der angewendeten CSB-Analytik (Bestimmung aus gefriergetrockneten Proben) nicht geschlossen werden kann, vgl. Kapitel 5.1. Dies wird in Abbildung 35 anhand der auf den abgebauten CSB bezogen Methanausbeuten verdeutlicht.

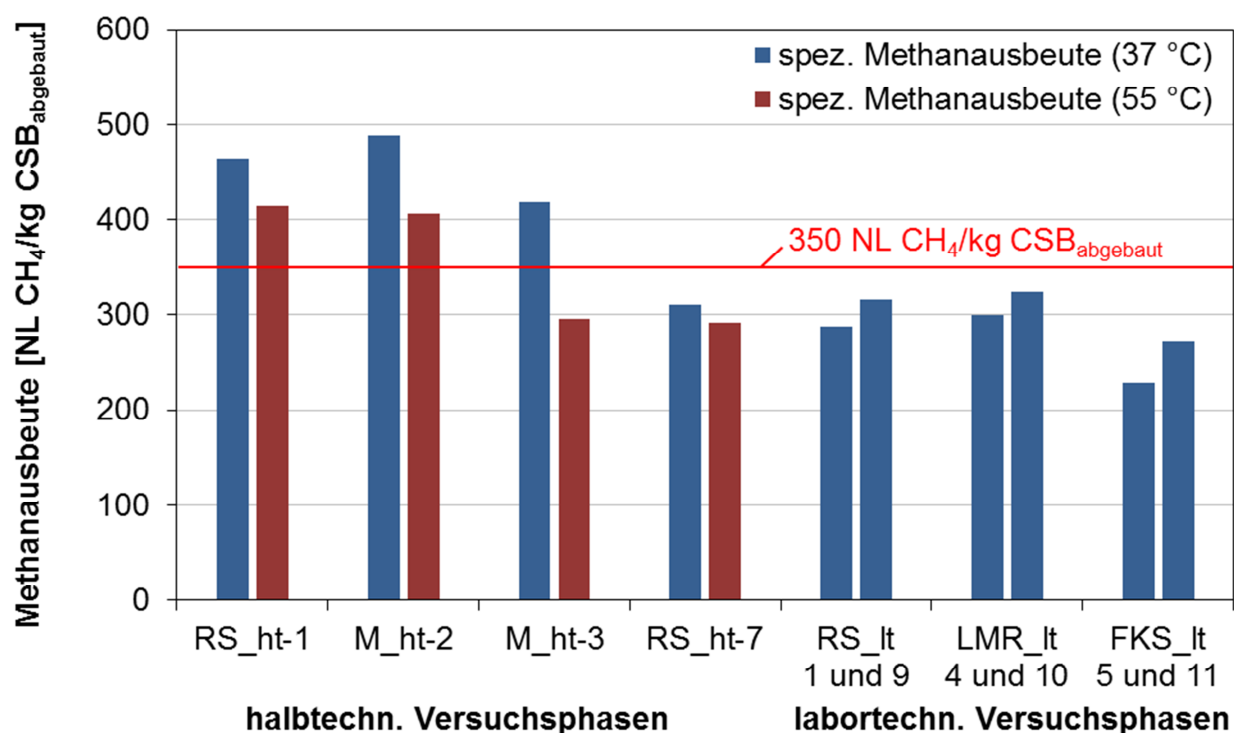


Abbildung 35: Spezifische Methanausbeute (bezogen auf CSB_{abgebaut})

Die maximale spezifische Methanausbeute kann aus stöchiometrischen Gründen nicht mehr als 350 NL CH₄/kg CSB_{abgebaut} betragen, vgl. Kapitel 2.2.4.2. In den ersten drei Versuchsphasen wird der Wert aufgrund von Ungenauigkeiten der CSB-Analyse überschritten.

In Kapitel 5.2.2 wird auf die maximal erreichbaren Gas- und Methanausbeuten (bei vollständigen Abbau der organischen Substanz) in Abhängigkeit der Substratzusammensetzung der untersuchten Versuchsreihen eingegangen. Basierend auf den CSB-oTR-Verhältnissen der Einzelsubstrate und Substratmischungen werden die jeweiligen maximal möglichen spezifischen Methanausbeuten unter der Annahme eines vollständigen Abbaus der organischen Substanz bestimmt. Des Weiteren wird der maximal erzielbare Methananteil im Faulgas über das CSB-TOC-Verhältnis errechnet. Diese Werte dienen als Grundlage zur Ermittlung der maximal möglichen spezifischen Gasausbeute. In Tabelle 38 werden diese Rechenwerte den Messergebnissen der durchgeführten Versuchsreihen gegenübergestellt.

Tabelle 38: Rechen- und Messwerte der spezifischen Gas- und Methanausbeute sowie des Methananteils im Faulgas der durchgeführten mesophilen Versuchsphasen

Versuchsreihen	Methanausbeute			Methananteil			Gasausbeute		
	RW ¹	MW	Anteil	RW ²	MW	Anteil	RW ³	MW	Anteil
	[NL/kg oTR _{zu}]		[%]	[Vol.-%]		[%]	[NL/kg oTR _{zu}]		[%]
Versuchsphasen im halbtechnischen Maßstab, vgl. Anhang 5 und Anhang 13									
M_ht-4	669	537	80,3	67	66	98,5	996	818	82,1
M_ht-5	676	608	89,9	67	70	102,9	1.009	867	85,9
M_ht-6	665	501	75,3	68	68	100,0	978	739	75,6
RS_ht-7	598	270	45,2	67	65	97,0	893	417	46,7
Laborversuchsreihen									
RS_lt-1	574	226	39,4	67	60	89,6	857	379	44,2
M_lt-2	602	331	55,0	70	59	84,3	860	557	64,8
M_lt-3	634	415	65,5	74	62	83,8	857	669	78,1
LMR_lt-4	686	522	76,1	75	62	82,7	915	849	92,8
FKS_lt-5	634	80	12,6	65	65	100,0	975	127	13,0
M_lt-7	648	344	53,1	-	70	-	-	493	-
FKS_lt-8	623	117	18,8	-	63	-	-	186	-
RS_lt-9	532	217	40,8	63	57	90,5	844	383	45,4
LMR_lt-10	620	487	78,5	66	59	89,4	939	827	88,1
FKS_lt-11	602	36	6,0	64	58	90,6	941	62	6,6
M_lt-12	567	143	25,2	65	62	95,4	872	229	26,3
M_lt-13	588	281	47,8	65	59	90,8	905	476	52,6
M_lt-14	613	393	64,1	67	59	88,1	915	662	72,3

¹ Methanausbeute = CSB/oTR · 350 NL CH₄/kg oTR

² Methananteil = 18,75 · CSB/TOC

³ Gasausbeute = 100/Methananteil · Methanausbeute

Zur Veranschaulichung der prozentualen Abweichungen werden in Abbildung 36 die Messwerte der spezifischen Methanausbeute aus den Laborversuchen bezogen auf das jeweilige CSB-oTR-Verhältnis grafisch dargestellt (Messpunkte). Die rote Winkelhalbierende gibt die maximal mögliche spezifische Methanausbeute (in Abhängigkeit vom CSB-oTR-Verhältnis) bei einem vollständigen Abbau der organischen Substanz an (Rechenwerte). Auf diese Weise werden die Abweichungen der Mess- und Rechenwerte in Abhängigkeit von den untersuchten Substraten und Substratmischungen verdeutlicht.

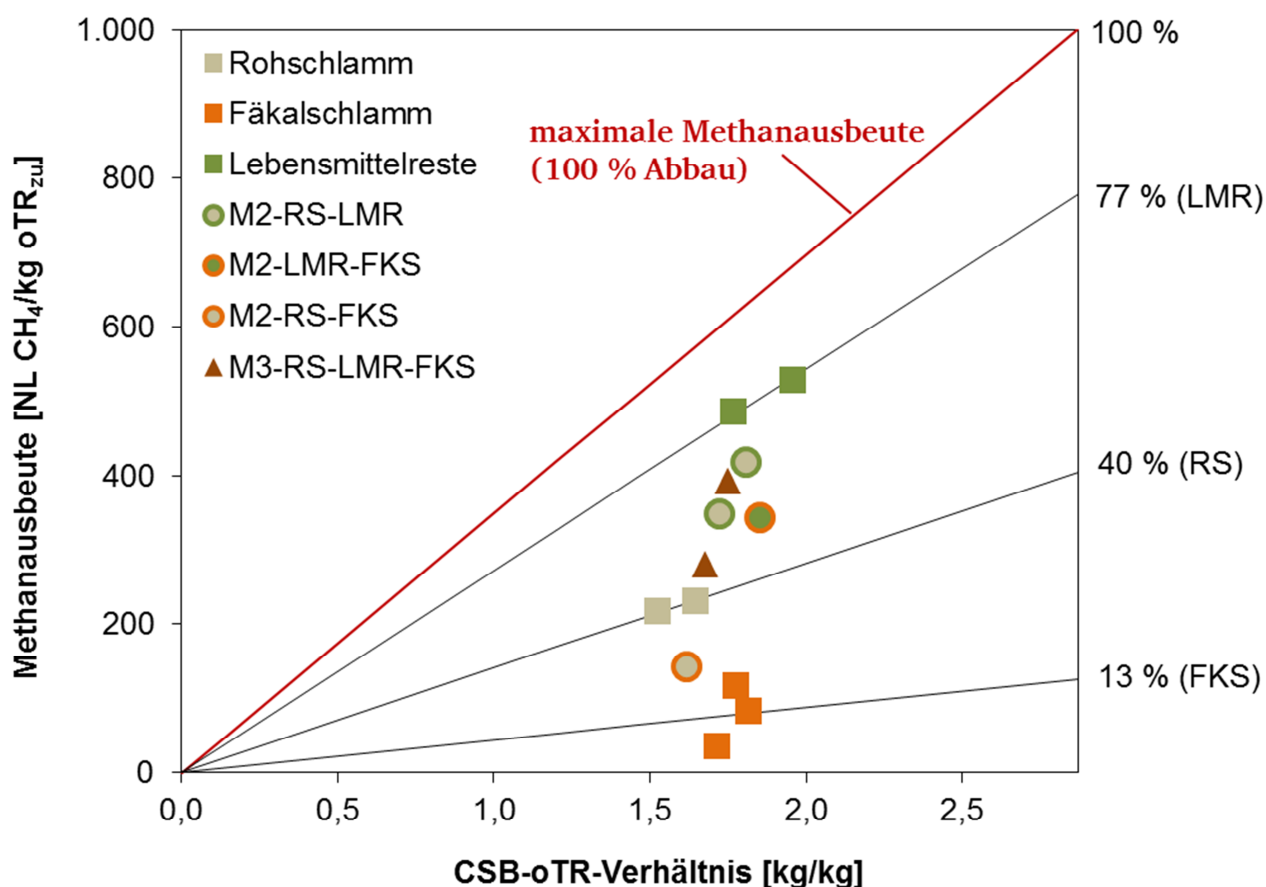


Abbildung 36: Vergleich der Mess- und Rechenwerte der Methanausbeute

Zunächst wird die Methanausbeute der Versuchsphasen diskutiert, in denen nur ein Substrat behandelt wird (rechteckige Messpunkte). Im Mittel liegen die Messpunkte der Versuchsphasen mit Rohschlamm bei 222 NL CH₄/kg oTR_{zu} und somit bei rd. 40 % der maximal möglichen Methanausbeute. Im Vergleich hierzu werden in den Versuchen mit Lebensmittelresten rd. 77 % der maximal möglichen Methanausbeute erreicht. Es handelt sich hierbei um ein Co-Substrat mit vergleichsweise hoher Abbaubarkeit (vgl. Kapitel 5.3.1), bei dem im Mittel eine Methanausbeute von 505 NL CH₄/kg oTR_{zu} erzielt wird. Der Rechenwert der maximal möglichen Methanausbeute von Fäkalschlamm liegt, aufgrund des ähnlichen CSB-oTR-Verhältnisses, dicht an dem der Lebensmittelreste. Es wurde jedoch bereits darauf hingewiesen, dass Fäkalschlamm ein Co-Substrat mit geringer Abbaubarkeit darstellt, weshalb dessen Methanausbeute dementsprechend niedrig sein müsste. Dies wird durch die erzielten Methanausbeuten in den Versuchsphasen FKS_lt-5, -8 und -11 bestätigt, die in Abhängigkeit

von der jeweiligen Lagerungsdauer in einem Bereich von 36-117 NL CH₄/kg oTR_{zu} liegen. Es werden somit nur rd. 13 % der maximal erreichbaren Methanausbeute in der realen Untersuchung erreicht. Analog zur Raumumsatzleistung (vgl. Kapitel 5.3.1.2) besteht bei der Methanausbeute unabhängig vom CSB-oTR-Verhältnis eine Abhängigkeit von der jeweiligen Abbaubarkeit der Substrate. Dies wird durch die Ergebnisse der Versuchsphasen, in denen mehrere Substrate gemeinsam behandelt werden, bestätigt.

Die Messwerte der Versuchsphasen, in denen zwei Substrate behandelt werden (kreisförmige Messpunkte), liegen je nach Mischungsverhältnis im Bereich zwischen den Messwerten der Einzelsubstrate. Beispielsweise steigt die Methanausbeute der Mischungen aus RS und LMR (M2-RS-LMR) von 331 NL CH₄/kg oTR_{zu} (M_lt-2) auf 415 NL CH₄/kg oTR_{zu} (M_lt-3) an. Somit nimmt der jeweilige prozentuale Anteil an der maximal erreichbaren Methanausbeute mit dem Mischungsanteil von LMR in den genannten Versuchsphasen zu. Ebenso liegt der Messpunkt der Phase M_lt-7, deren Substratmischung (bezogen auf CSB) aus 57 % Lebensmittelresten und 43 % Fäkalschlamm besteht (M2-LMR-FKS), mit 344 NL CH₄/kg oTR_{zu} zwischen den Messpunkten der entsprechenden Einzelsubstrate. In Versuchsphase M_lt-12 wird die dritte Kombinationsmöglichkeit der eingesetzten Einzelsubstrate betrachtet. Es handelt sich hierbei um eine Substratmischung aus 51 % Rohschlamm und 49 % Fäkalschlamm (M2-RS-FKS). Mit einer Methanausbeute von 143 NL CH₄/kg oTR_{zu} werden rd. 25 % der maximal möglichen Methanausbeute erreicht. Der Messwert liegt in etwa im Mittel der Messwerte der entsprechenden Einzelsubstrate. In den Phasen M_lt-13 und M_lt-14 werden Mischungen aus allen drei Einzelsubstraten untersucht (M3-RS-LMR-FKS: dreieckige Messpunkte). Die Ergebnisse liegen in Abhängigkeit vom Mischungsverhältnis ebenfalls im Bereich zwischen den Messpunkten der Einzelsubstrate. Inwiefern die Ergebnisse der Substratmischungen mit denen der Einzelsubstrate korrelieren, wird im folgenden Kapitel behandelt.

5.3.2.4 Korrelation der spezifischen Gas- und Methanausbeute

Zur Überprüfung eines linearen Zusammenhangs der Gas- bzw. Methanausbeute der Ausgangssubstrate und der Substratmischungen werden die Gas- bzw. Methanausbeuten der Substratmischungen anhand der Substratmischungsverhältnisse und der Gas- bzw. Methanausbeuten der jeweiligen Ausgangssubstrate berechnet, vgl. Gleichung 30.

$$V_{\text{spez.G}} = \sum_{i=1}^n x_i \cdot V_{\text{spez.G},i} \quad V_{\text{spez.CH}_4} = \sum_{i=1}^n x_i \cdot V_{\text{spez.CH}_4,i} \quad \text{Gl. (30)}$$

mit:

$$\begin{aligned} V_{\text{spez.G}} &= \text{spezifische Gas- bzw. Methanausbeute (V}_{\text{spez.CH}_4}\text{) einer} \\ V_{\text{spez.CH}_4} &\quad \text{Substratmischung aus n Substraten [NL/kg] bzw. [NL CH}_4\text{/kg]} \\ x_i &= \text{Mischungsanteil von Substrat}_i \text{ (bezogen auf CSB) [\%]} \\ V_{\text{spez.G},i} &= \text{spezifische Gas- bzw. Methanausbeute des Substrat}_i \\ V_{\text{spez.CH}_4,i} &\quad \text{[NL/kg] bzw. [NL CH}_4\text{/kg]} \end{aligned}$$

Bei den in der Berechnung herangezogenen spezifischen Gasausbeuten von Rohschlamm und Lebensmittelresten handelt es sich um die Mittelwerte der jeweiligen Einzelbestimmungen aller Laborversuchsreihen, da die beiden Substrate für jede Versuchsreihe frisch bezogen wurden. Bei dem einmalig angelieferten und über den Untersuchungszeitraum gelagerten Fäkalschlamm ist dies aufgrund der zeitlichen Abstände zwischen den Versuchsreihen nicht möglich, da sich die Lagerungsdauer der Fäkalschlämme voneinander unterscheidet. Somit wird bei der Substratmischung M2-LMR-FKS der Mittelwert der Fäkalschlammproben aus Versuchsreihe I und II, die zeitlich dicht beieinander liegen, und bei den Substratmischungen M2-RS-FKS und M3-RS-LMR-FKS der Mittelwert der Fäkalschlammproben aus Versuchsreihe III verwendet, vgl. Kapitel 5.3.1.3.

Im Anschluss werden die Rechenwerte den Messergebnissen der entsprechenden Versuchsphasen gegenübergestellt. Die Berechnungen zur spezifischen Gasausbeute (bezogen auf CSB) sind in Anhang 14 enthalten. Die Berechnungen zur spezifischen Gasausbeute (bezogen auf oTR), die zum Literaturvergleich im Folgenden mit aufgeführt werden, sowie die Berechnungen zu der spezifischen Methanausbeute sind in Anhang 15 und 16 einzusehen.

Anhand der Ergebnisse der Versuchsphasen M_lt-2 und M_lt-3 wird die Korrelation der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeuten von Rohschlamm und Lebensmittelresten untersucht. Hierzu werden die Messwerte aller Rohschlammproben (RS_lt-1 und RS_lt-9), aller LMR-Proben (LMR_lt-4 und LMR_lt-10) und der beiden Mischproben (M_lt-2 und M_lt-3), in Abhängigkeit vom LMR-Mischungsanteil, in Abbildung 37 eingetragen. Des Weiteren werden die nach Gleichung 30 berechneten spezifischen Gas- bzw. Methanausbeuten aller möglichen Mischungsverhältnisse anhand einer Geraden aufgetragen.

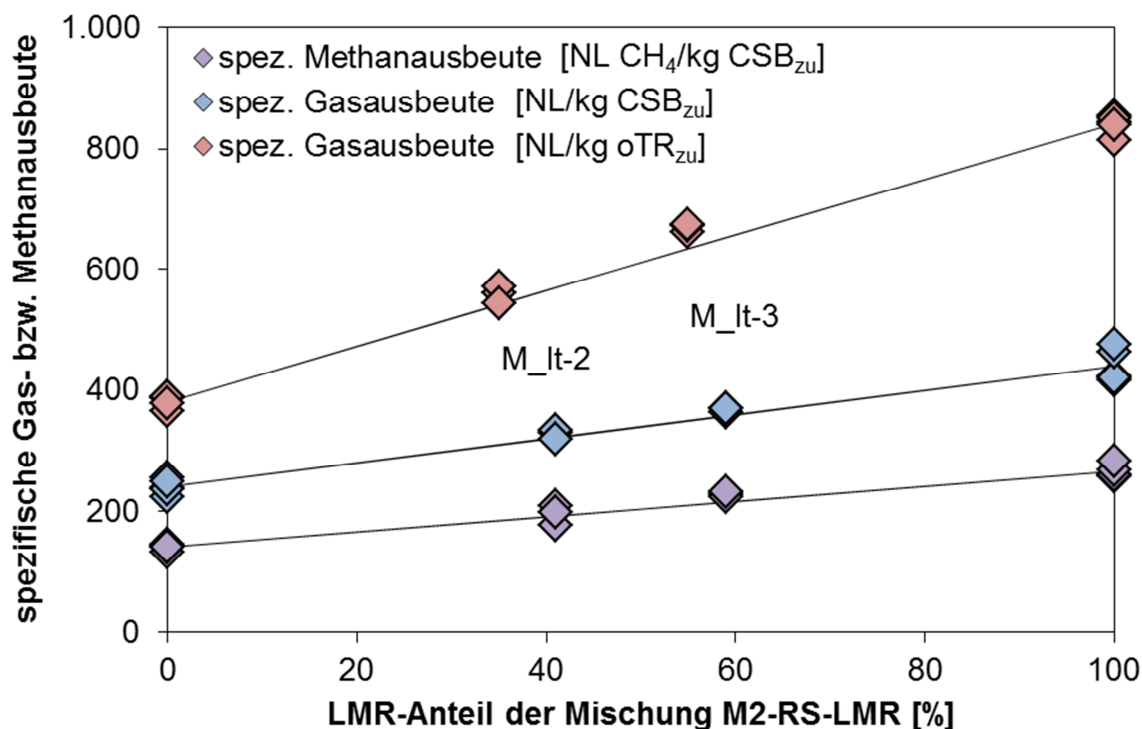


Abbildung 37: Korrelation der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeute von RS und LMR

Die Abweichungen der Messwerte der spezifischen Gasausbeute von den entsprechenden Rechenwerten aus den Phasen M_{It}-2 und M_{It}-3 liegen bezogen auf oTR bei maximal 6,3 % und bezogen auf CSB bei maximal 4,0 %. Die Messwerte der spezifischen Methanausbeute (bezogen auf CSB) weichen um maximal 8,6 % von den entsprechenden Rechenwerten ab. Somit wird deutlich, dass die Gas- und Methanausbeuten der Substratmischungen aus dem Mischungsverhältnis und den Gas- bzw. Methanausbeuten der Einzelsubstrate berechnet werden können. Dies wird durch die Ergebnisse der Substratmischungen M2-LMR-FKS und M2-RS-FKS bestätigt, vgl. Abbildung 38 und Abbildung 39.

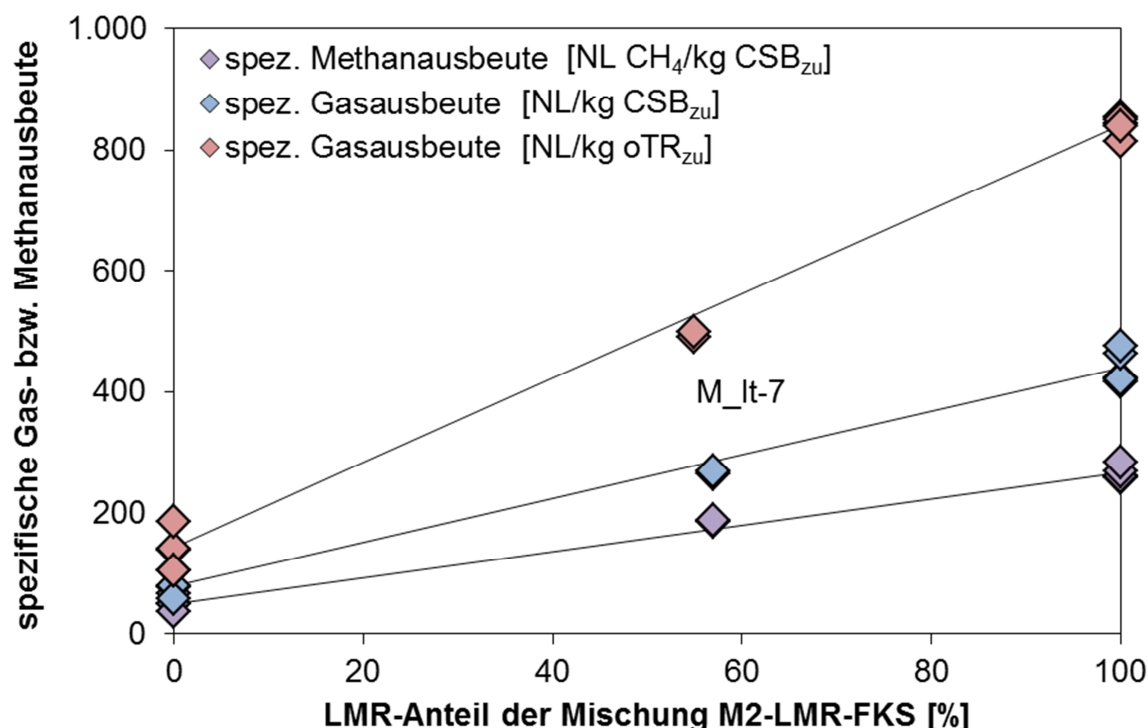


Abbildung 38: Korrelation der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeute von FKS und LMR

Die Abweichungen der Mess- und Rechenwerte der spezifischen Gasausbeute aus Phase M_{It}-7 liegen bei maximal 7,1 % bezogen auf oTR und bei maximal 3,2 % bezogen auf CSB. Die Abweichung zwischen Mess- und Rechenwerten der spezifischen Methanausbeute liegt bei maximal 8,4 %, vgl. Abbildung 38.

Die Abweichungen der Mess- und Rechenwerte der spezifischen Gasausbeute aus Phase M_{It}-12 liegen bei maximal 8,1 % bezogen auf oTR und 5,7 % bezogen auf CSB. Die Abweichung zwischen den Mess- und Rechenwerten der spezifischen Methanausbeute liegt bei maximal 12,7 %. Im Vergleich zu den beiden Substratmischungen M2-RS-LMR und M2-LMR-FKS sind die prozentualen Abweichungen der Mess- und Rechenwerte der Substratmischung M2-RS-FKS etwas höher. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die absoluten Mess- und Rechenwerte der Gas- bzw. Methanausbeute aufgrund der untersuchten Substrate deutlich niedriger sind. Somit wirken sich die Differenzen zwischen Rechen- und Messwerten prozentual stärker aus, vgl. Abbildung 39.

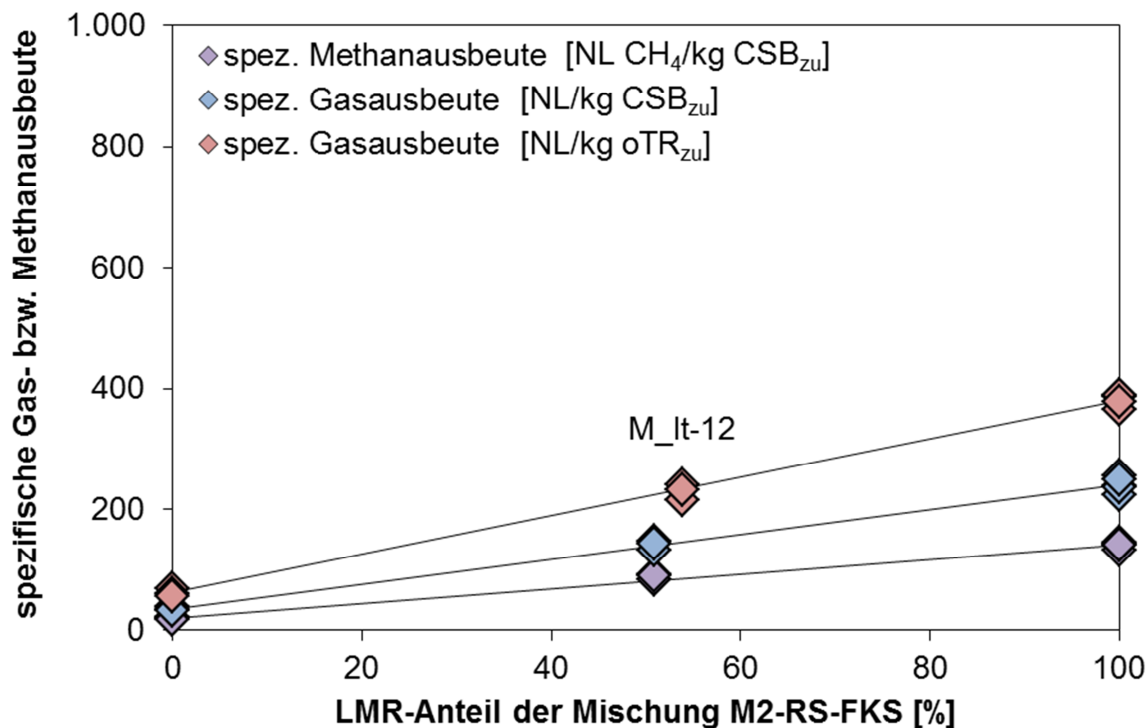


Abbildung 39: Korrelation der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeute von FKS und RS

Um die Korrelation der Gas- und Methanausbeuten und damit die Anwendbarkeit von Gleichung 30 zu verifizieren, werden zusätzlich die Ergebnisse der Versuchsphasen M_It-13 und M_It-14 herangezogen. In diesen Versuchsphasen werden Substratmischungen aus drei Ausgangssubstraten (M3-RS-LMR-FKS) behandelt, vgl. Tabelle 39.

Tabelle 39: Vergleich der Mess- und Rechenwerte der Gas- und Methanausbeute der Substratmischungen M3-RS-LMR-FKS

Phasen	spez. Gasausbeute			spez. Gasausbeute			spez. Methanausbeute		
	MW	RW	Δ	MW	RW	Δ	MW	RW	Δ
	[NL/kg CSB _{zu}]		[%]	[NL/kg oTR _{zu}]		[%]	[NL CH ₄ /kg CSB _{zu}]		[%]
M_It-13	286	264	8,3	480	473	1,5	168	158	6,3
	281		6,4	472		0,2	166		5,1
M_It-14	372	361	3,0	652	671	2,8	220	217	1,4
	373		3,3	653		2,7	222		2,3
	389		7,8	681		1,5	231		6,5

Die Substratmischung in Phase M_It-13 besteht bezogen auf CSB aus 30 % RS, 41 % LMR und 29 % FKS und bezogen auf oTR aus 33 % RS, 39 % LMR und 28 % FKS. Die Messwerte der Gas- bzw. Methanausbeute dieser Phase, der eine Doppelbestimmung zugrundeliegt, weichen um maximal 8,3 % von den anhand des Mischungsverhältnisses bestimmten Rechenwerten ab. Die Substratmischung in Phase M_It-14 unterscheidet sich durch einen deutlich höheren LMR-Anteil von der vorherigen Substratmischung. Die Substratmischung

besteht bezogen auf CSB aus 13 % RS, 74 % LMR und 13 % FKS und bezogen auf oTR aus 15 % RS, 72 % LMR und 13 % FKS. Die Messwerte dieser Phase, der eine Dreifachbestimmung zugrundeliegt, weichen um maximal 7,8 % von den anhand des Mischungsverhältnisses bestimmten Rechenwerten ab. Somit kann bei Substratmischungen aus drei Substraten ebenfalls eine Korrelation mit der Gas- bzw. Methanausbeute der Ausgangssubstrate nachgewiesen werden. Die Kenntnis der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeute von Einzelsubstraten vorausgesetzt, ergibt sich somit die Möglichkeit, die spezifischen Gas- bzw. Methanausbeute von Substratmischungen vorab zu kalkulieren und in die Planung und Optimierung von Co-Vergärungsprozessen miteinfließen zu lassen.

5.3.3 Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb

Die Unterschiede in der organischen Zusammensetzung und im Abbauverhalten von Rohschlamm und Co-Substraten sind hinsichtlich der Stabilität des Kläranlagenbetriebs, über den Faulungsprozess hinaus, relevant. Vor dem Hintergrund einer optimierten Faulraumnutzung kann sich die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfäulung auf alle weiteren Anlagenprozesse auswirken, die der Fäulung nachgeschaltet sind. Hierbei handelt es sich auf der einen Seite um die Gasbehandlung, in der das in der Fäulung produzierte Gas zunächst gespeichert und im Anschluss für eine energetische Nutzung aufbereitet und verwertet wird, vgl. Kapitel 2.2.5.1. Auf der anderen Seite sind die Behandlungsstufen zu beachten, die in Verbindung mit dem stabilisierten Faulschlamm stehen. Der produzierte Faulschlamm wird üblicherweise einer Entwässerungsstufe zugeführt, um das zu entsorgende Faulschlammvolumen und damit die Entsorgungskosten zu minimieren. Diesbezüglich ist zu prüfen, ob das Entwässerungsergebnis Substrateinflüssen unterliegt. Auch Einflüsse, die aus der gewählten Betriebseinstellung der Fäulung resultieren, wie bspw. die Faulraumtemperatur, sind zu beachten, vgl. Kapitel 2.2.5.2. Des Weiteren sind Auswirkungen auf das in der Entwässerung entstehende Schlammwasser zu untersuchen, da Veränderungen in dessen Zusammensetzung wiederum Einfluss auf dessen Behandlung bzw. die betreffende Behandlungsstufe haben, vgl. Kapitel 2.2.5.3. Die Stoffströme der Stabilisierungsstufe spielen somit sowohl für die Planung und Optimierung von Faulungsprozessen als auch hinsichtlich der Stabilitätssicherung nachgeschalteter Behandlungsstufen eine wichtige Rolle.

5.3.3.1 Gasbehandlung

Die Funktion der Gasbehandlung besteht darin, das in der anaeroben Stufe produzierte Faulgas einer geeigneten Nutzung zuzuführen bzw. im Rahmen von Störfällen einen sicheren Entsorgungsweg gewährleisten zu können. Zur geeigneten Nutzung von Faulgas sind mehrere Behandlungsstufen vorzusehen, die der Speicherung, Vorbehandlung und Verwertung des Faulgases dienen, vgl. Kapitel 2.2.5.1. Wird die Kapazität der Gasbehandlung bzw. des Gasspeichers überschritten, muss das überschüssige Faulgas über eine Gasfackel entsorgt werden, was den energetischen Nutzen für die Kläranlage vermindert. Aus diesem Grund spielt die Kapazität der Gasbehandlung hinsichtlich einer Steigerung der Gasausbeute durch die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfäulung eine wichtige Rolle.

Den Haupteinflussfaktor auf die Bemessung der Gasbehandlung stellt die zu erwartende tägliche Biogasproduktion in der Fäulung dar, die sowohl von der Zusammensetzung und

Abbaubarkeit der Ausgangssubstrate als auch von der Betriebseinstellung der Faulung abhängig ist. Im Vergleich zur reinen Klärschlammfaulung können durch die Mitbehandlung von Lebensmittelresten deutlich größere Gasausbeuten erzielt werden. Demgegenüber ist die Gasausbeute bei der Mitbehandlung von Fäkalschlämmen wesentlich geringer als die der Klärschlammfaulung, vgl. Kapitel 5.3.2. Je nach Wahl des Substratmischungsverhältnisses resultieren dementsprechend unterschiedliche Mengen an täglich produziertem Biogas.

Darüber hinaus ist zu prüfen, ob die Geschwindigkeit der Gasproduktion hinsichtlich der Kapazität der Gasbehandlung eine Rolle spielt, vgl. Zeig et al. (2012b). In Abbildung 40 werden sowohl die spezifischen Gasausbeuten (Summenlinien) als auch die entsprechenden Gasproduktionsraten von Rohschlamm, Lebensmittelresten und Fäkalschlamm dargestellt. Es handelt sich hierbei um die jeweiligen Mittelwerte der Laborversuche (Batchbetrieb), in denen die Einzelsubstrate untersucht werden, vgl. Anhang 7.

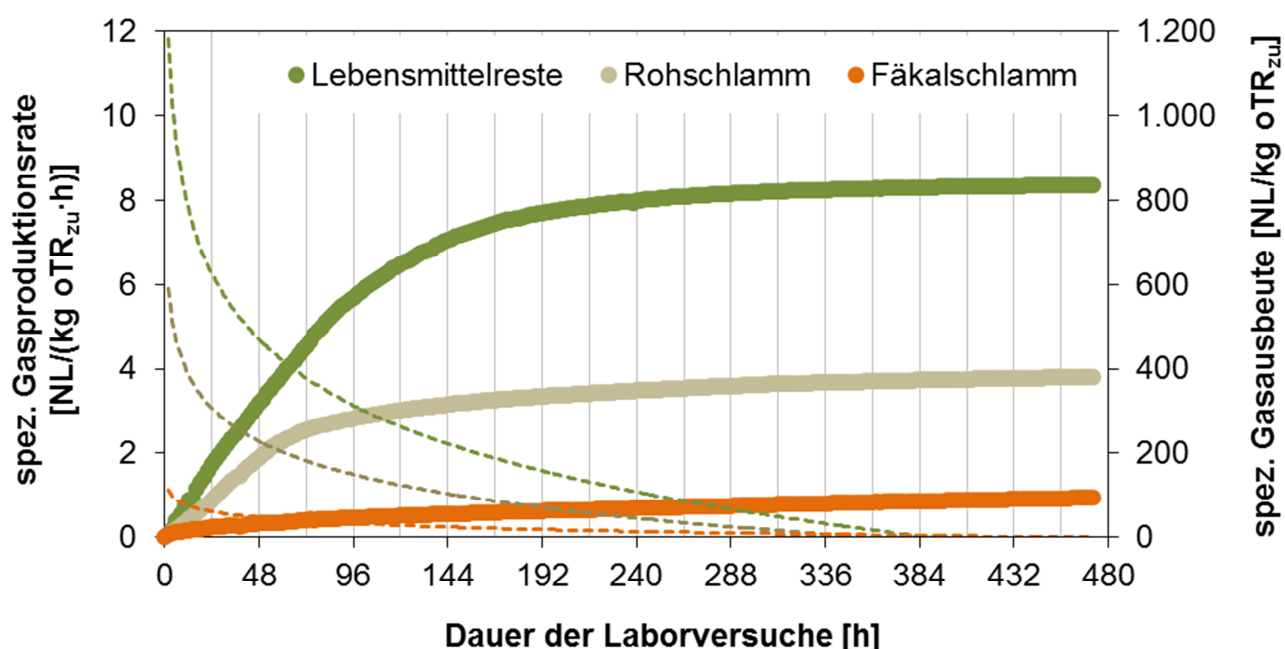


Abbildung 40: Substratabhängigkeit der spezifischen Gasausbeute und Gasproduktionsrate

Bei den RS- und LMR-Ansätzen fallen im ersten Viertel des Untersuchungszeitraums (in den ersten 5 Tagen) rd. 80 % der gesamten Gasproduktion an. Dies ist auf eine erhöhte Gasproduktionsrate zu Beginn der Versuche zurückzuführen. Die Gasproduktionsrate ist die Steigung der Summenlinie der Gasausbeute. Während die Gasproduktionsrate des Rohschlamm kurz nach der Beschickung bei rd. 6 NL/(kg oTR_{zu}·d) liegt, ist die Gasproduktionsrate der Lebensmittelreste zu diesem Zeitpunkt etwa doppelt so hoch. Die Gasproduktionsrate des Fäkalschlamm ist bereits zu Beginn der Laborversuche mit rd. 1 NL/(kg oTR_{zu}·d) vergleichsweise gering. Im Verlauf der Laborversuche findet eine Reduzierung der Gasproduktionsraten statt, was an der Annäherung der in Abbildung 40 dargestellten Gasproduktionsraten veranschaulicht wird.

Um die Auswirkungen der substratabhängigen Gasproduktionsraten auf den Verlauf von kontinuierlich beschickten Faulungsbehältern und damit der nachgeschalteten Gasbehand-

lungsstufe zu beurteilen, werden in Abbildung 41 und Abbildung 42 die Tagesgänge von zwei halbtechnischen Versuchsphasen dargestellt. Es handelt sich hierbei um je einen repräsentativen Tag der Versuchsphase M_{ht-7} (RS) und M_{ht-4} (RS-LMR), an dem jeweils zehn Beschickungsvorgänge gleichmäßig über 24 Stunden verteilt sind.

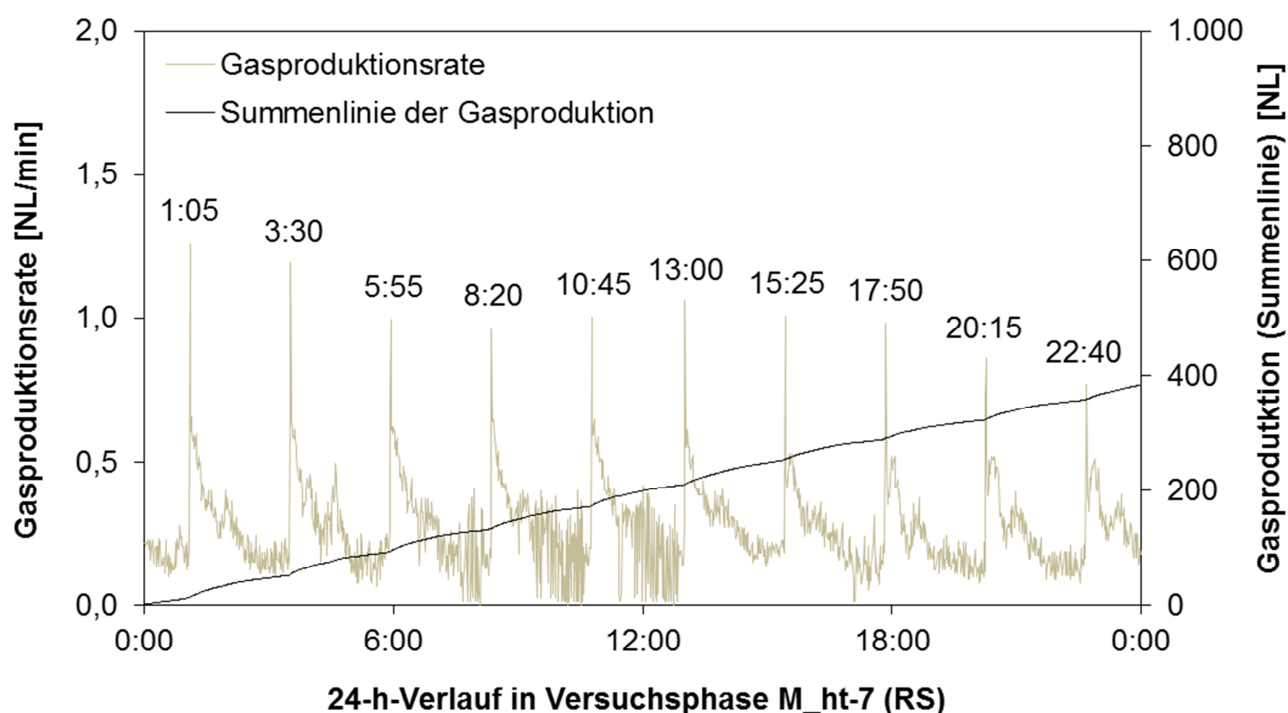


Abbildung 41: Gasproduktionsrate der halbtechnischen Versuchsphase mit RS

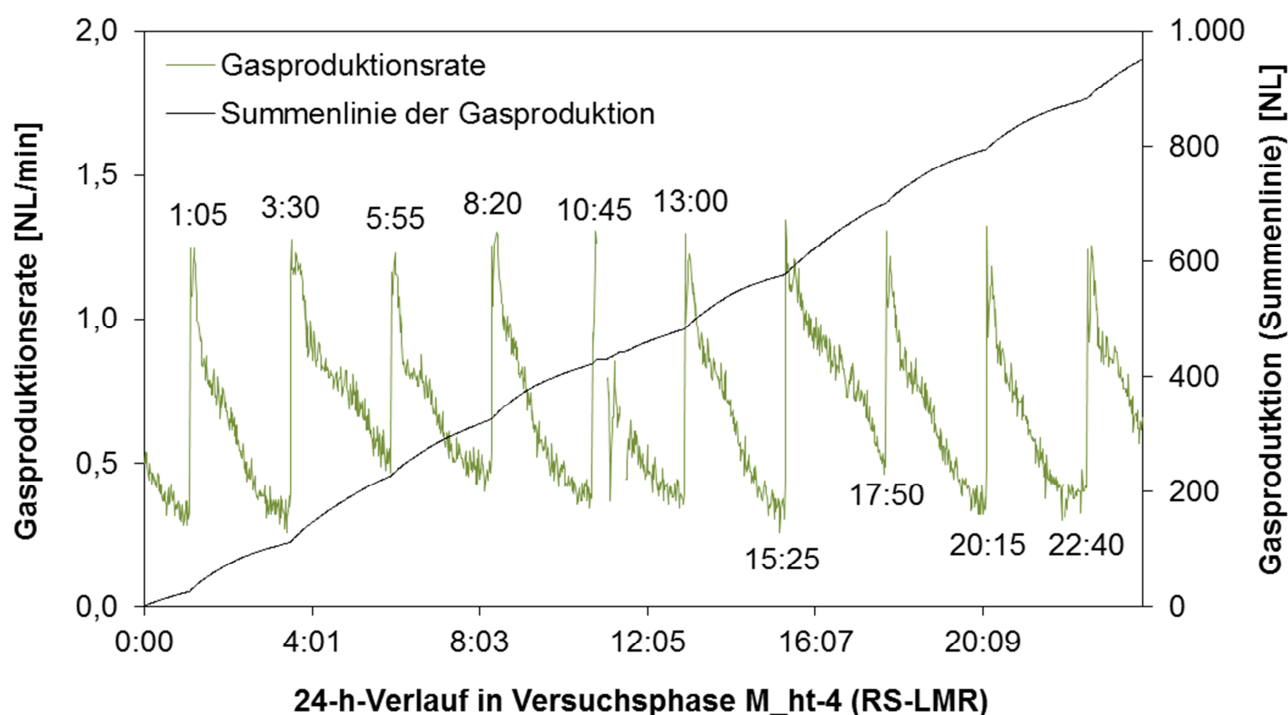


Abbildung 42: Gasproduktionsrate der halbtechnischen Versuchsphase mit RS und LMR

Aus Abbildung 41 wird deutlich, dass die Gasproduktionsrate nach jedem Beschickungsvorgang kurzfristig auf rd. 1 NL/min ansteigt und bis zum nächsten Beschickungsvorgang in einem Bereich von rd. 0,2-0,4 NL/min schwankt. Pro Beschickungsintervall (rd. 2,4 h) werden rd. 38,5 NL Gas produziert, wovon rd. 35 % in der ersten halben Stunde nach der Beschickung anfallen. Die täglich produzierte Gasmenge (Summenlinie) steigt somit relativ gleichmäßig auf 384 NL/d an.

Durch die Mitbehandlung von LMR wird die tägliche Gasproduktion auf 950 NL/d gesteigert, Abbildung 42. Die Gasproduktionsrate variiert von rd. 0,3 NL/min. (kurz vor der Beschickung) bis rd. 1,3 NL/min (kurz nach der Beschickung). Pro Beschickungsintervall werden rd. 95 NL Gas produziert, wovon rd. 30 % in der ersten halben Stunde nach der Beschickung anfallen. Die Summenlinie der Gasproduktion weist ebenfalls einen relativ gleichmäßigen Verlauf auf. Hinsichtlich der Kapazität der Gasbehandlung bedeutet dies für den kontinuierlichen Betrieb, dass in Abhängigkeit der verwendeten Beschickungssubstrate keine nennenswerten Stoßbelastungen kurz nach der Beschickung der anaeroben Stufe auftreten. Die Mitbehandlung von Co-Substraten im kontinuierlichen Beschickungsbetrieb führt zu keiner signifikanten Veränderung der relativ gleichmäßigen Zunahme der produzierten Gasmenge im Tagesverlauf.

Bezüglich der Gasaufbereitung und Gasverwertung ist des Weiteren die Zusammensetzung des Faulgases relevant. Je höher der Methananteil im Faulgas ist, desto mehr Energie kann im Rahmen der Gasverwertung gewonnen werden. Im Rahmen der halb- und labortechnischen Untersuchungen werden allerdings keine eindeutigen Substrat- oder Betriebstemperatureinflüsse hinsichtlich der Gaszusammensetzung festgestellt. Tendenziell trägt die Mitbehandlung von Lebensmittelresten zu einem Anstieg des Methananteils im Faulgas bei, vgl. Kapitel 5.3.2.2. Um im Vorfeld einer Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung die Auswirkungen auf die Gasbehandlung in Form der zu erwartenden Gas- bzw. Methanausbeute abschätzen zu können, stellt die Kenntnis über die organische Zusammensetzung der verwendeten Substrate und deren Abbauverhalten (spezifische Gas- bzw. Methanausbeute) auf Basis des CSB eine wichtige Voraussetzung dar, Kapitel 5.3.2.3. Da ein linearer Zusammenhang der spezifischen Gas- und Methanausbeute von Einzelsubstraten und deren Mischungen (bezogen auf CSB) besteht, kann auf Grundlage dieser Datenbasis die zu erwartende Gas- bzw. Methanausbeute einer Substratmischungen vorab abgeschätzt werden, vgl. Kapitel 5.3.2.4. In Abhängigkeit von der gegebenen Kapazität der Gasbehandlungsstufe ist somit die Wechselwirkung zwischen der Faulung und der Gasbehandlung zur Gewährleistung stabiler Behandlungsprozesse zu berücksichtigen. Im Falle eines Neubaus einer Abwasserbehandlungsanlage mit kombinierter Klärschlammfaulung kann die Dimensionierung der Gasbehandlung an die zu erwartende Gasproduktion der Faulung angepasst werden. Im Umkehrschluss ist die vorhandene Kapazität der Gasbehandlung einer bestehenden Abwasserbehandlungsanlage für die Optimierung des Faulungsbetriebs relevant. Eine Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung bzw. eine Veränderung der Co-Substrate oder Mischungsverhältnisse darf weder eine Überschreitung der Kapazität der anaeroben Stufe noch die der Gasbehandlung bzw. der Gasentsorgung (Gasfackel) hervorrufen.

5.3.3.2 Entwässerung

Die Faulschlammentwässerung wird durch die Beschaffenheit des Stoffstroms aus der Faulung (Faulschlamm) beeinflusst. Änderungen des Faulungsbetriebs bewirken Veränderung der Beschaffenheit des Faulschlammes. Hierbei handelt es sich nicht um Einflüsse auf die Kapazität der Faulschlammentwässerung, da diese in Anlehnung an den Volumenstrom des Faulschlammes und damit an das Faulbehältervolumen dimensioniert wird. Es können vielmehr positive als auch negative Einflüsse hinsichtlich der Entwässerungsleistung, der benötigten Menge an Konditionierungsmitteln und damit der Aufwendung im Rahmen der Entwässerung und der Entsorgung des Faulschlammes auftreten, vgl. Kapitel 2.2.5.2. Im Rahmen der halbtechnischen Versuchsreihen werden unterschiedliche Substratmischungen bei unterschiedlichen Faulraumtemperaturen untersucht, um die Substrat- und Temperatureinflüsse auf die Entwässerungsleistung in Folge der gewählten Betriebseinstellung bewerten zu können. Zur Beurteilung des Wasserbindevermögens der produzierten Faulschlämme wird werktäglich eine Dreifachbestimmung des CST-Werts der Faulschlämme durchgeführt, vgl. Kapitel 4.2.3.1. Der CST-Mittelwert wird auf den entsprechenden Mittelwert des Trockenrückstands (Doppelbestimmung) bezogen, um eine Vergleichbarkeit der kapillaren Fließzeiten zu ermöglichen, vgl. Anhang 17. Diese werden in Abbildung 43 für die Auswertungszeiträume der halbtechnischen Versuchsphasen dargestellt. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass die kapillare Fließzeit einen Parameter darstellt, der einen qualitativen Ergebnisvergleich der Phasen einer Versuchsreihe ermöglicht, in der das gleiche Filterpapier und derselbe Messzylinder verwendet werden, vgl. DWA (2008). Es handelt sich hierbei um eine vergleichende Bewertung der Entwässerbarkeit durch Filtration, was eine Bewertung von Substrat- und Temperatureinflüssen aus der Faulung ermöglicht, jedoch keine belastbare Aussage hinsichtlich des erzielbaren Entwässerungsergebnisses der Schlämme beinhaltet, vgl. DIN EN 14701-1 (2006).

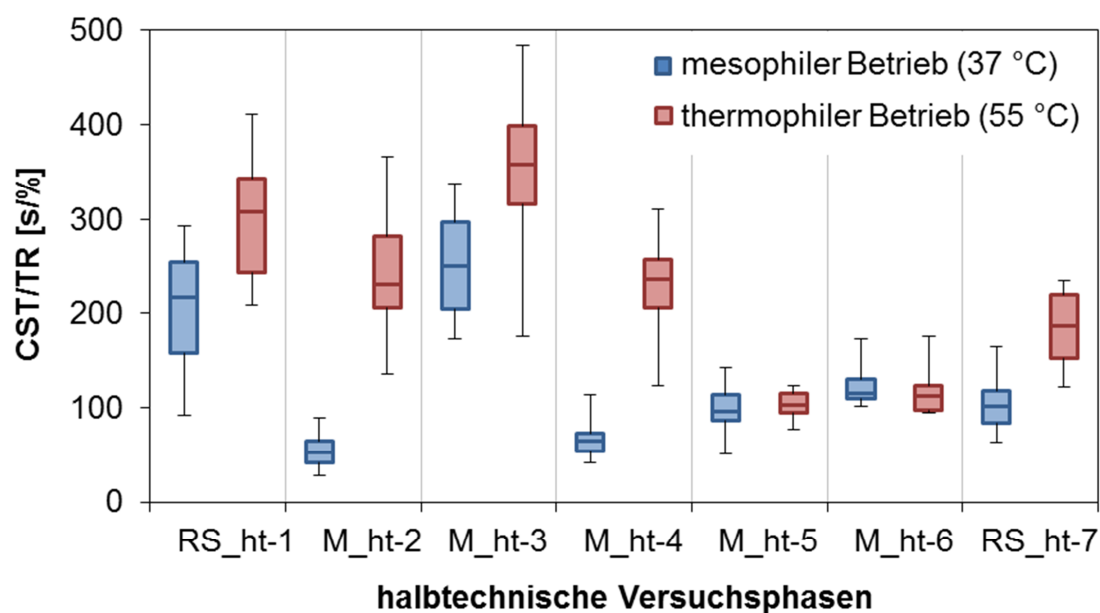


Abbildung 43: Kapillare Fließzeit der Faulschlämme der halbtechnischen Versuchsphasen, Boxplot-Darstellung (Min., 0,25-Quartil, Median, 0,75-Quartil, Max.)

Die Ergebnisse der Versuchsphasen, in denen Rohschlamm behandelt wird (RS_ht-1 und RS_ht-7), weisen deutliche Abweichungen voneinander auf. Sowohl unter mesophilen als auch unter thermophilen Betriebsbedingungen liegt die kapillare Fließzeit in Versuchsphase RS_ht-7 unter der von Versuchsphase RS_ht-1. Nach Kopp (2001) kann die Schlammart Einfluss auf das Entwässerungsergebnis nehmen, da Überschussschlamm im Vergleich zu Primärschlamm eine schmalere Partikelgrößenverteilung aufweist, vgl. Kapitel 2.2.5.2. Da das Mischungsverhältnis von Primär- und Überschussschlamm in den beiden genannten Versuchsphasen, aufgrund von Schwankungen bzgl. des Wetters und der Betriebseinstellungen des ZKW, nicht exakt definiert werden kann (vgl. Kapitel 4.1), stellen diese mögliche Ursachen für die Abweichungen dar.

Hinsichtlich des Einflusses der Faulraumtemperatur wird deutlich, dass die kapillare Fließzeit der Faulschlämme in den thermophilen Versuchsphasen mit Rohschlamm bzw. Rohschlamm und Bioabfällen (KKA bzw. LMR) deutlich über der kapillaren Fließzeit der entsprechenden mesophilen Faulschlämme liegt. Dies bestätigt die Aussage nach Rossol et al. (2005), dass die Entwässerbarkeit thermophiler Faulschlämme im Vergleich zu mesophilen Faulschlämmen schlechter ist, vgl. Kapitel 2.2.5.2. In den Versuchsphasen, in denen zusätzlich Fäkalschlamm mitbehandelt wird, ist demgegenüber kein Unterschied in Abhängigkeit von der Faulraumtemperatur zu beobachten. Des Weiteren wird deutlich, dass die Mitbehandlung von Lebensmittelresten in Versuchsphase M_ht-4 im Vergleich zur Mitbehandlung von Küchen- und Kantinenabfällen in Phase M_ht-3 zu einer geringeren kapillaren Fließzeit der Faulschlämme aus mesophiler und thermophiler Faulung führt. In Abbildung 44 werden die kapillaren Fließzeiten der Phasen M_ht-3 und M_ht-4 sowie des dazwischenliegenden Anpassungszeitraums dargestellt. Die Einteilung des Anpassungszeitraums (Stufe I bis IV) ergibt sich aus den Regulierungsmaßnahmen, die schrittweise vorgenommen werden, um einen stabilen Faulungsbetrieb wiederherzustellen, vgl. Kapitel 5.2.3.2.

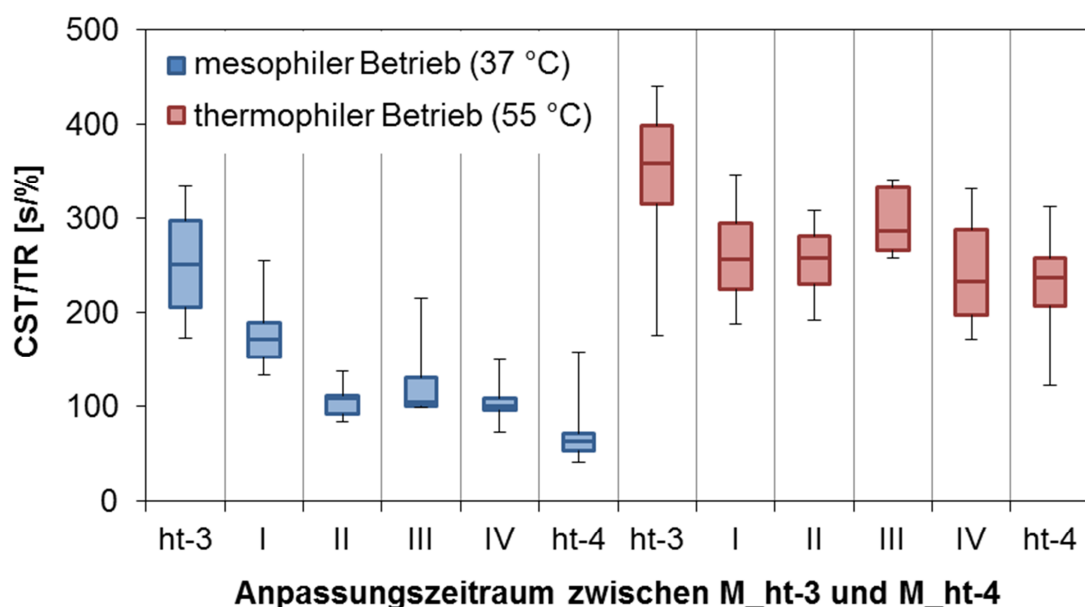


Abbildung 44: Entwicklung der kapillaren Fließzeit von Phase M_ht-3 bis M_ht-4

Sowohl im mesophilen als auch im thermophilen Betrieb wird deutlich, dass der CST-Wert bei der Mitbehandlung von LMR (Stufe I-IV und M_ht-4) im Vergleich zur Mitbehandlung von KKA (Phase M-ht-3) geringer ist. Mit der sukzessiven Reduzierung des Mischungsanteils (bezogen auf CSB) der Lebensmittelreste an der Substratmischung in den Phasen II bis M_ht-4 nimmt ebenfalls das Wasserbindevermögen ab. Auf Grundlage der Ergebnisse kann gezeigt werden, dass das Wasserbindevermögen von FaulschlÄmmen sowohl Substrat- als auch Temperatureinflüssen (wie Co-Substratwechsel, Variationen der Mischungsverhältnisse oder der Faulraumtemperatur) unterliegt. Um konkrete Aussagen zur Entwässerungsleistung und zum Bedarf an Konditionierungsmitteln treffen zu können, sind ergänzende großtechnische Untersuchungen empfehlenswert.

5.3.3.3 Rückbelastung

Da sich die Stofffrachten im Prozesswasser aus dem anfallenden Prozesswasservolumen und den entsprechenden Stoffkonzentrationen ergeben, werden sie sowohl durch die Entwässerungsleistung als auch durch die FaulschlÄmmzusammensetzung beeinflusst, vgl. Kapitel 5.3.3.2. Die Zusammensetzung von FaulschlÄmmen ist wiederum von der Art der Beschickungssubstrate (organische Zusammensetzung und deren Abbaubarkeit) sowie der Betriebs-einstellung der Faulung abhängig. Veränderungen dieser Faktoren können sich somit auf die Prozesswasserfracht auswirken. Im Rahmen des Analyseprogramms der halbtechnischen Versuche wird die Zusammensetzung des zentrifugierten und filtrierten FaulschlÄmms zweimal wöchentlich bestimmt, vgl. Kapitel 4.2.3. Hierbei werden die CSB-, Stickstoff-, Ammonium- und Phosphorkonzentrationen ($\text{CSB}_{\text{gelöst}}$, N_{ges} , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$) des SchlÄmmwassers untersucht. In Abbildung 45 werden die Stickstoff- und Ammoniumkonzentrationen des mesophilen und thermophilen FaulschlÄmmwassers dargestellt.

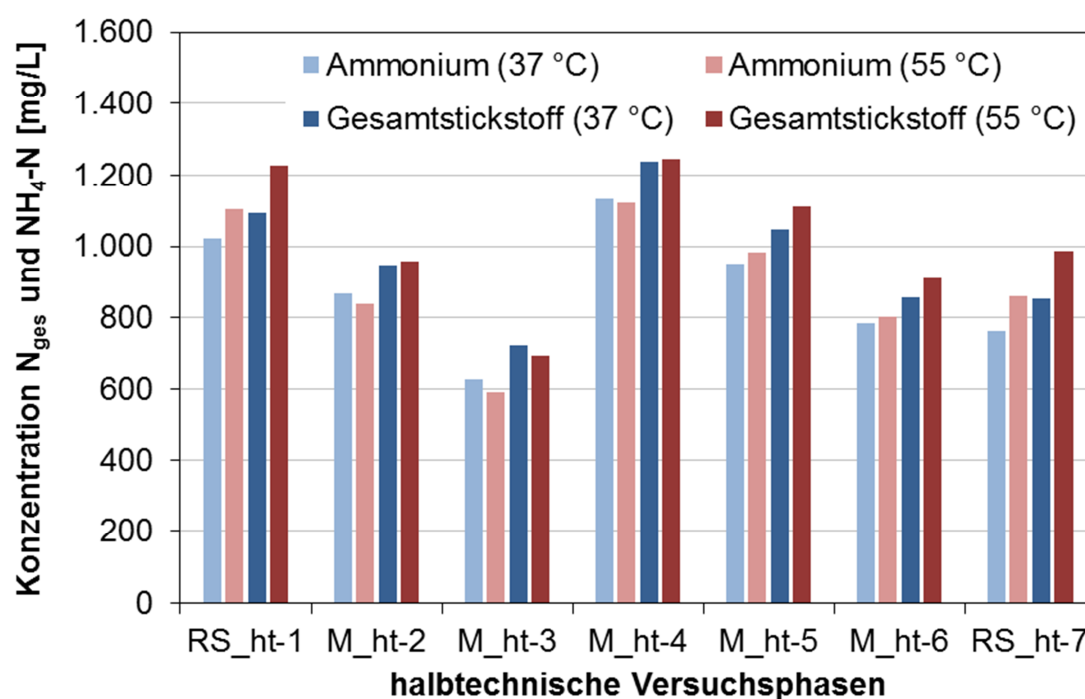


Abbildung 45: Stickstoff- und Ammoniumkonzentration des FaulschlÄmmwassers

Aufgrund der Ammonifikation von organisch gebundenem Stickstoff in der Faulung stellt Ammonium den Hauptanteil des gelösten Gesamtstickstoffs dar, vgl. Kapitel 2.2.5.3. Die Analyseergebnisse der durchgeführten halbertechnischen Versuchsphasen weisen mittlere Ammoniumkonzentrationen von rd. 600-1.100 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ auf (rd. 90 % der N_{ges} -Konzentration), vgl. Anhang 18. Mit Ausnahme der Versuchsphase M_ht-3 (RS-KKA) liegen die Ammoniumkonzentrationen der Versuchsphasen mit Rohschlamm und Co-Substrat in dem von den Versuchsphasen mit Rohschlamm aufgespannten Konzentrationsbereich (rd. 750-1.100 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$). Die Mitbehandlung von Küchen- und Kantinenabfällen führt zu einer leichten Verringerung der Ammoniumkonzentration (M_ht-3: rd. 600 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$). Nach Bischofsberger et al. (2005) sind im Schlammwasser der reinen Klärschlammfäulung, in Abhängigkeit von der Faulschlammmentwässerungsmethode, Ammoniumkonzentrationen von 400-1.200 mg/L zu erwarten. Somit treten keine signifikanten Substrateinflüsse durch die Mitbehandlung von Co-Substraten auf. In Abhängigkeit von der Faulraumtemperatur sind ebenfalls keine signifikanten Abweichungen der Stickstoff- und Ammoniumkonzentrationen in den durchgeführten Versuchsphasen zu beobachten. Dies wird durch die geringen Abweichungen der pH-Messwerte der jeweiligen mesophilen und thermophilen Versuchsphase bestätigt (vgl. Tabelle 30 in Kapitel 5.2.3.2), die von der Ammoniumkonzentration beeinflusst werden, vgl. Kapitel 2.1.2.4.

Der auf den TR bezogene $\text{CSB}_{\text{gesamt}}$ weist in Abhängigkeit von der Faulraumtemperatur ebenfalls keine signifikanten Abweichungen auf, da die Behälter mit den gleichen Substraten beschickt wurden und die erzielten Abbaugrade ebenfalls vergleichbar sind, vgl. Kapitel 5.3.1.1. Der $\text{CSB}_{\text{gesamt}}$ liegt sowohl im mesophilen als auch im thermophilen Betrieb in einem Bereich von rd. 1.100-1.700 mg/g TR, vgl. Abbildung 46 (rautenförmige Messpunkte).

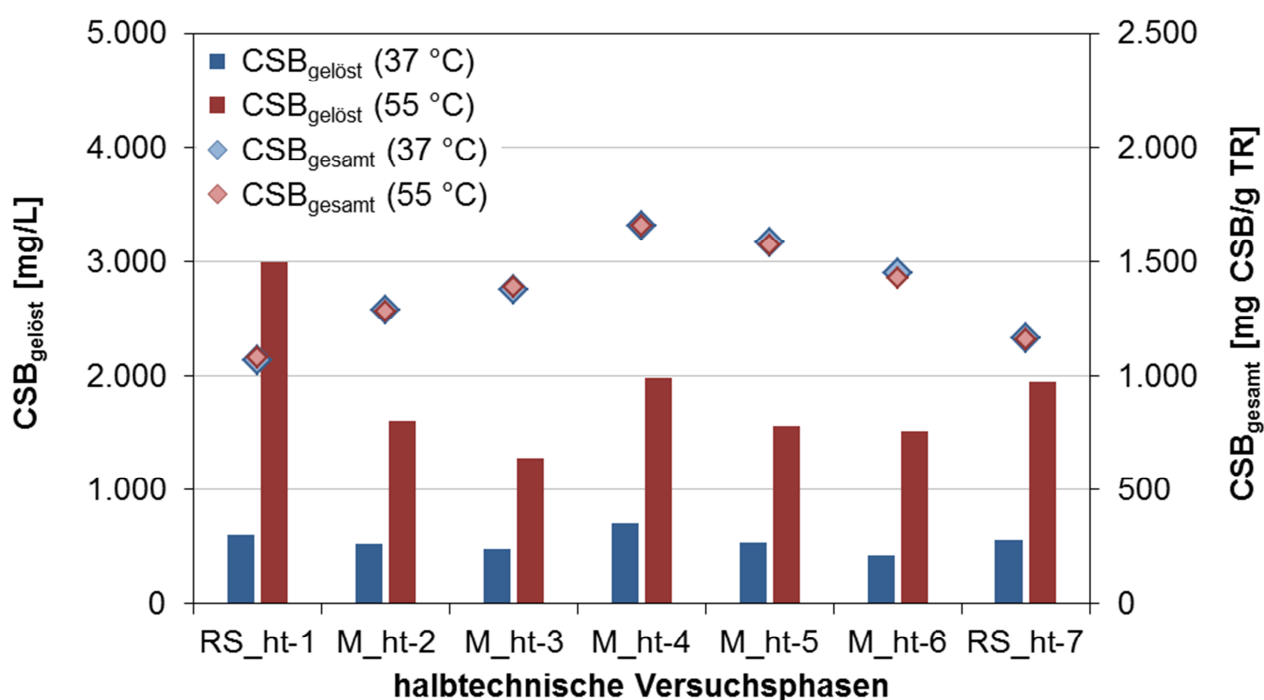


Abbildung 46: Konzentration des $\text{CSB}_{\text{gesamt}}$ und des $\text{CSB}_{\text{gelöst}}$ im Faulschlammwasser

Demgegenüber unterscheiden sich die $CSB_{\text{gelöst}}$ -Konzentrationen des mesophilen und thermophilen Schlammwassers deutlich voneinander. Die Ergebnisse der Schlammwasseranalyse weisen $CSB_{\text{gelöst}}$ -Konzentrationen im Bereich von rd. 400-700 mg/L (mesophiler Betrieb) bzw. von rd. 1.300-3.000 mg/L (thermophiler Betrieb) auf, vgl. Abbildung 46. Nach Bischofsberger et al. (2005) sind CSB -Konzentrationen im Schlammwasser der reinen Klärschlammfäulung von 1.200-5.000 mg/L zu erwarten. Die Versuchsergebnisse liegen unabhängig von der Faulraumtemperatur und den mitbehandelten Co-Substraten unter dem Maximalwert dieser Literaturangabe. Dies trifft ebenfalls auf die Phosphorkonzentrationen der halbtechnischen Versuchsphasen zu, die entsprechend der Literaturangabe maximal 100 mg $PO_4\text{-P/L}$ betragen, vgl. Tabelle 40.

Tabelle 40: $PO_4\text{-P}$ -Konzentration im Schlammwasser der halbtechnischen Versuche

Versuchsphasen	RS_ht-1	M_ht-2	M_ht-3	M_ht-4	M_ht-5	M_ht-6	RS_ht-7
$PO_4\text{-P}_{37^\circ\text{C}}$ [mg/L]	100,1	27,3	41,7	37,0	27,9	25,1	39,6
$PO_4\text{-P}_{55^\circ\text{C}}$ [mg/L]	106,8	25,2	32,1	34,0	23,8	23,1	43,6

In Abbildung 47 wird die Schlammwasserzusammensetzung der durchgeführten Versuchsphasen, basierend auf den jeweiligen Mittelwerten von $CSB_{\text{gelöst}}$, N_{ges} und $PO_4\text{-P}$, dargestellt. Eine detaillierte Aufstellung der Ergebnisse ist in Anhang 18 enthalten.

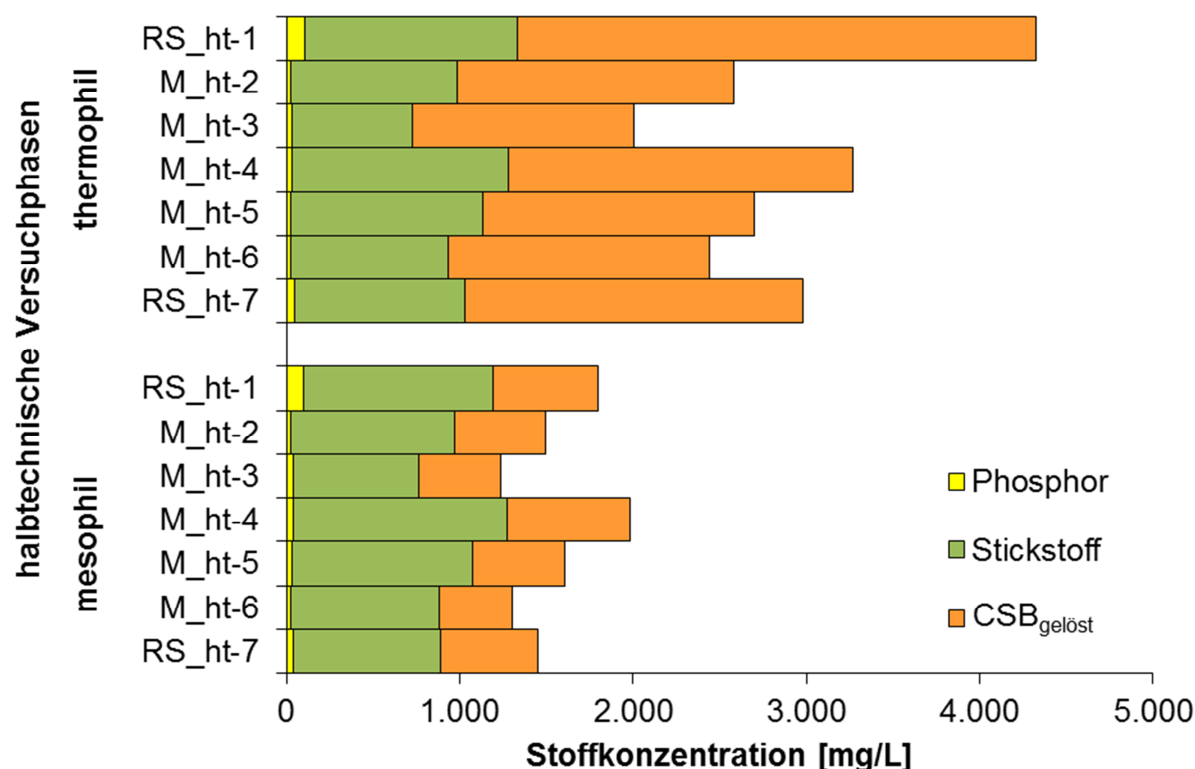


Abbildung 47: Schlammwasserzusammensetzung der halbtechnischen Versuchsphasen

Anhand der durchgeführten Versuchsphasen werden weder im mesophilen noch im thermophilen Betrieb eindeutige Substratabhängigkeiten bezüglich der Schlammwasserzusammensetzung festgestellt. Die Belastung des Schlammwassers (Summe aus $\text{CSB}_{\text{gelöst}}$, N_{ges} - und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Fracht) ist unter mesophilen Betriebsbedingungen der Faulung niedriger als unter thermophilen Betriebsbedingungen. Während die Stickstoffkonzentrationen des mesophilen und thermophilen Schlammwasser in einem vergleichbaren Bereich liegen, ist die $\text{CSB}_{\text{gelöst}}$ -Konzentration im mesophilen Schlammwasser deutlich geringer. Davon ausgehend, dass die Abbaubarkeit des $\text{CSB}_{\text{gelöst}}$, aufgrund der vergleichbaren Abbauleistung im mesophilen und thermophilen Betrieb, ebenfalls vergleichbar ist, ist die Rückbelastung aus der mesophilen Faulung hinsichtlich der weiteren Behandlung in der Belebung mit vergleichsweise geringeren Nachteilen (geringere Rückbelastung) verbunden. Die Abbaubarkeit des $\text{CSB}_{\text{gelöst}}$ ist in weiteren Forschungsarbeiten zu untersuchen. Im Falle einer höheren Abbaubarkeit des im thermophilen Schlammwasser gelösten CSB, könnte dessen Rückbelastung für die weitere Behandlung Vorteile mit sich führen. Dies ist damit zu begründen, dass die zusätzliche Kohlenstoffdosierung in der Belebung (Denitrifikation) in diesem Fall reduziert werden könnte. Die Aussage nach Schmelz (2000), dass die Verwendung von Schlammwasser zur Anmischung von Co-Substraten in der Substratvorbehandlung und damit die Rückführung von Schlammwasser in die Faulung nicht empfehlenswert ist, wird durch die erzielten Untersuchungsergebnisse bestätigt. Da es sich bzgl. des Stickstoffs um eine Kreislaufführung handelt, käme es zu einer Aufkonzentrierung des Stickstoffs, die eine Hemmung des Faulungsprozesses hervorrufen kann.

6 Schlussfolgerungen

Die in Kapitel 5 beschriebenen Untersuchungsergebnisse werden in diesem Kapitel mit dem theoretischen Hintergrund und Stand der Forschung zusammengeführt. Zunächst wird in Kapitel 6.1 auf die Bemessung der Stoffströme von Co-Vergärungsprozessen eingegangen. In Kapitel 6.2 werden die Untersuchungsergebnisse anhand eines im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Planungs- und Optimierungsprozesses für die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung interpretiert. Da das primäre Ziel der Klärschlammfaulung die Stabilisierung des Beschickungssubstrats ist, liegt der Schwerpunkt der Betrachtung auf der Stoffstrombemessung der Co-Vergärung. Demzufolge sind die Wechselwirkungen zwischen der Stoffstrombemessung der Co-Vergärung und den vor- und nachgelagerten Prozessen zu berücksichtigen, die sich auf die Stabilität, die Effizienz und damit die Wirtschaftlichkeit der gesamten Behandlungsanlage auswirken. Ergänzend werden Ansatzpunkte für weitere Forschungsarbeiten und Empfehlungen für die Praxis in Kapitel 6.3 erläutert, die sowohl den reinen Faulungsprozess als auch weitere Behandlungsstufen, die durch die Faulung beeinflusst werden, betreffen.

6.1 Bemessungsansatz der Co-Vergärung

In Kapitel 5.2.4 wird gezeigt, dass weder der empirische Bemessungsansatz nach MUNLV (2001) noch der modifizierte Bemessungsansatz nach Urban & Scheer (2011) für die Faulraumbemessung im Rahmen einer Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung geeignet sind. Die Schwachstellen des empirischen Bemessungsansatzes liegen einerseits in der Verwendung der oTR-Raumbelastung als Bemessungsparameter, die keinen substratunabhängigen Parameter darstellt, und andererseits darin, dass das unterschiedliche Abbauverhalten von Rohschlamm und Co-Substraten keine Berücksichtigung findet. Die Verwendung der CSB-Raumbelastung als Bemessungsparameter (Bemessungsansatzes nach Urban & Scheer (2011)) stellt ebenfalls keine geeignete Maßnahme dar. Einerseits ist die Auswahl eines einzelnen CSB-oTR-Verhältnisses zur Bestimmung der CSB-Raumbelastung mit Ungenauigkeiten verknüpft, da die CSB-oTR-Verhältnisse von Rohschlämmen, in Abhängigkeit von ihrer Herkunft und Zusammensetzung aus Primär- und Überschussschlämmen, in einem gewissen Schwankungsbereich variieren. Andererseits bleibt der Aspekt der unterschiedlichen Abbaubarkeit von Rohschlamm und Co-Substraten über die CSB-Raumbelastung unberücksichtigt.

Im Rahmen dieser Arbeit findet eine Modifikation des empirischen Bemessungsansatzes statt, die diese Aspekte berücksichtigt. Ein geeigneter Parameter zur Verknüpfung der organischen Zusammensetzung und der Abbaubarkeit von Substraten bzw. Substratmischungen stellt die auf CSB bezogene Raumumsatzleistung dar, die sich aus dem Produkt der CSB-Raumbelastung und dem CSB-Abbaugrad ergibt. Voraussetzung für die Verwendung der Raumumsatzleistung als Bemessungsparameter ist somit die Kenntnis über die Substratzusammensetzung und deren Abbaubarkeit. Da es sich bei der Co-Vergärung um die gemeinsame Behandlung mehrerer Substrate handelt, stellt die Kalkulierbarkeit der zu erwartenden Raumumsatzleistung von Substratmischungen ebenfalls eine notwendige Voraussetzung für die Verwendung der Raumumsatzleistung als Bemessungsparameter dar. In Kapitel 5.3.1.3 wird nachgewiesen, dass basierend auf dem Abbaugrad der Ausgangssubstrate und deren

Mischungsverhältnis der zu erwartende Abbaugrad von Substratmischungen vorab bestimmt werden kann. Um sowohl die Schwankungsbreite des CSB-oTR-Verhältnisses als auch die des Abbaugrads von Rohschlamm in der Modifikation des empirischen Bemessungsansatzes zu berücksichtigen, werden die Untersuchungsergebnisse der halbtechnischen Versuchsphasen mit Rohschlamm (RS_ht-1 und RS_ht-7) herangezogen. Das CSB-oTR-Verhältnis der Rohschlamm liegt zwischen 1,43 und 1,74 kg CSB/kg oTR. Durch die Multiplikation des Minimal- und Maximalwerts dieses Schwankungsbereichs mit den Richtwerten des empirischen Bemessungsansatzes für die oTR-Raumbelastung ergeben sich die in Tabelle 41 aufgeführten Bereiche der CSB-Raumbelastung (Zwischenschritt der Modifikation). Zusätzlich werden die Untersuchungsergebnisse des CSB-Abbaugrads von Rohschlamm herangezogen, die zwischen 30,5 % und 62,0 % liegen. Bezogen auf die Minimal- und Maximalwerte der zuvor bestimmten CSB-Raumbelastung ergeben sich die in Tabelle 41 aufgeführten Bereiche für die Richtwerte der CSB-Raumumsatzleistung. Die Substitution der oTR-Raumbelastung durch die CSB-Raumumsatzleistung ermöglicht eine substratunabhängige Einhaltung der empirischen Bemessungsrichtwerte, die aus der langjährigen Entwicklung der Klärschlammfäulung resultieren.

Tabelle 41: Modifikation des empirischen Bemessungsansatzes der Klärschlammfäulung

Anlagengröße	Faulzeit	$B_{R,oTR}$	$B_{R,CSB}^1$	RUL_{CSB}^2
[EW]	[d]	[kg oTR/(m ³ ·d)]	[kg CSB/(m ³ ·d)]	[kg CSB/(m ³ ·d)]
< 50.000	20 - 30	1,5	2,1-2,6	0,7-1,6
50.000 - 100.000	15 - 20	3,0	4,3-5,2	1,3-3,2
> 100.000	15 - 18	4,5	6,4-7,8	2,0-4,9

¹ basierend auf CSB/oTR-Verhältnis von RS: 1,43-1,74 kg CSB/kg oTR, vgl. Kapitel 5.2.1

² basierend auf CSB-Abbaugrad von RS: $\eta_{CSB} = 31-62 \%$, vgl. Anhang 10

Die Ergebnisse der halbtechnischen Untersuchungen zeigen allerdings, dass es sich hierbei nicht um Grenzwerte handelt, die zur Sicherung der Prozessstabilität eingehalten werden sollten. Im Rahmen der halbtechnischen Untersuchungen kann die Stabilität aller Versuchsphasen nachgewiesen werden, obwohl die Raumumsatzleistung mehrfach über den empfohlen Richtwerten des modifizierten empirischen Bemessungsansatzes liegt, vgl. Tabelle 42 (ausführliche Darstellung in Anhang 12).

Tabelle 42: Raumumsatzleistung der halbtechnischen Versuchsphasen

Versuchsphase	RS_ht-1	M_ht-2	M_ht-3	M_ht-4	M_ht-5	M_ht-6	RS_ht-7
$RUL_{CSB} (37\text{ °C})$	0,9 ± 0,2	1,8 ± 0,3	2,4 ± 0,3	2,4 ± 0,3	1,5 ± 0,2	1,2 ± 0,1	1,1 ± 0,3
$RUL_{CSB} (55\text{ °C})$	1,2 ± 0,2	2,4 ± 0,5	3,3 ± 0,4	3,1 ± 0,6	2,2 ± 0,6	1,5 ± 0,2	1,6 ± 0,6

Die höchste Raumumsatzleistung ($2,4 \pm 0,3 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) unter stabilen, mesophilen Betriebsbedingungen wird in den Versuchsphasen M_ht-3 (RS-KKA) und M_ht-4 (RS-LMR) erreicht. Im thermophilen Betrieb liegt die höchste Raumumsatzleistung unter stabilen Betriebsbedingungen bei $3,3 \pm 0,4 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (Versuchsphase M_ht-3). Da der Abbau-grad keiner Temperaturabhängigkeit unterliegt (vgl. Kapitel 5.3.1.1), ist die höhere Raumumsatzleistung auf die verkürzte Faulzeit thermophiler Faulungsprozesse zurückzuführen, die eine höhere Raumbelastung bedingt. Im Rahmen der reinen Klärschlammfäulung treten temperaturbedingte Unterschiede der Raumumsatzleistung nur in abgeschwächter Form auf, da die abbaubare organische Substanz von Rohschlamm deutlich unter der von Co-Substraten wie LMR liegt. Die Raumumsatzleistungen der Versuchsphasen mit Rohschlamm (RS_ht-1 und RS_ht-7) liegen sowohl im mesophilen als auch im thermophilen Betrieb im Bereich der empfohlen Richtwerte des empirischen Bemessungsansatzes ($0,7\text{--}1,6 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$). Daher wurden bislang weder ein separater Bemessungsansatz noch separate Bemessungsrichtwerte für die thermophile Klärschlammfäulung entwickelt.

Vor dem Hintergrund einer Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfäulung, die das Ziel einer Steigerung der Biogasproduktion verfolgt, sind gesonderte Bemessungsrichtwerte der Raumumsatzleistung für den mesophilen und thermophilen Betrieb festzulegen, die unter Berücksichtigung angemessener Sicherheitsfaktoren die maximalen Belastungsgrenzen definieren. Diese sind analog zum empirischen Bemessungsansatz durch Erfahrungswerte aus Forschung und Praxis zu begründen. Die maximale Belastungsgrenze für Anlagengrößen $< 50.000 \text{ EW}$ wird bereits durch die Untersuchungsergebnisse dieser Arbeit präzisiert, vgl. Tabelle 43.

Tabelle 43: Maximale Raumumsatzleistung für Anlagengrößen $< 50.000 \text{ EW}$

Anlagengröße	Temperatur	Faulzeit	RUL _{CSB}
[EW]	[°C]	[d]	[kg CSB/(m ³ ·d)]
< 50.000	37	20	bis 2,4
	55	15	bis 3,3

In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass es sich um eine Versuchsanlage und nicht um eine großtechnische Faulungsanlage handelt. Bereits im empirischen Bemessungsansatz wird berücksichtigt, dass die Sensibilität von Faulungsprozessen mit der Größe des Faulbehälters abnimmt und somit die Belastbarkeit steigt. Folglich ist zu vermuten, dass im großtechnischen Maßstab im Vergleich zum halbtechnischen Versuchsanlagenbetrieb tendenziell höhere Raumumsatzleistungen praktikabel sein können. Aus diesem Grund sind die hier vorgestellten Ergebnisse in weiteren Forschungsarbeiten und Praxisanwendungen mit dem Ziel der Ermittlung der maximalen Belastungsgrenzen unterschiedlicher Anlagengrößen gesondert für mesophile und thermophile Betriebsbedingungen zu verifizieren. Um die Vergleichbarkeit der aktuellen und zukünftigen Ergebnisse gewährleisten zu können, wird empfohlen eine einheitliche, repräsentative Methode zur CSB-Bestimmung anzuwenden (Bestimmung aus der homogenisierten Originalproben nach DIN 38414-S9 (1986), vgl. Kapitel 5.1).

6.2 Planungs- und Optimierungsprozess der Co-Vergärung

Bei dem in diesem Kapitel beschriebenen Planungs- und Optimierungsprozess handelt es sich um eine Ex-Ante-Evaluierung, die auf die Wechselbeziehungen der Stoffströme zwischen den betroffenen Behandlungsstufen ausgerichtet ist. Sie dient der konzeptionellen Entwicklung sowie der Durchführbarkeits- und Effizienzprüfung einer Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung. Die Vielzahl von Zusammenhängen bzw. Abhängigkeiten der Stoffströme und damit der Bemessungs- und Betriebsparameter, die sowohl für die Planung als auch für die Optimierung kombinierter Faulungsanlagen relevant sind, werden im Folgenden schrittweise erläutert. Hierbei handelt es sich um fünf Prozessebenen, die durch unterschiedliche Faktoren geprägt sind:

1. Ausgangssituation (*gegebene* Faktoren);
2. Substratcharakterisierung (*notwendige* Faktoren);
3. Stoffstrombemessung (*bestimmte* Faktoren);
4. Stoffstromauswirkungen (*resultierende* Faktoren);
5. Wirtschaftliche Bewertung (*monetäre* Faktoren).

Unter Berücksichtigung dieser Faktoren kann im Vorfeld einer geplanten Co-Vergärung deren Wirtschaftlichkeit kalkuliert werden. Hierzu ist ein Rechenprogramm empfehlenswert, das die Datenbasis aufnimmt und die Wechselbeziehungen in Form von Bedingungsfunktionen iterativ bewertet. Auf diese Weise könnten eine frühzeitige Entscheidungsgrundlage über die Art und den Umfang einer Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung geschaffen und damit unnötige Versuche im Praxisbetrieb vermieden werden.

6.2.1 Ausgangssituation

Die Kenntnis über die aktuelle Ausgangssituation einer Abwasserbehandlungsanlage stellt die Basis für die Entscheidung zur Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung dar. Zunächst sind die *gegebenen* Rahmenbedingungen zusammenzustellen, um die vorhandenen technischen, rechtlichen und ökonomischen Handlungsspielräume einschätzen zu können. Hierzu kann unter anderem die Betriebsdokumentation der Kläranlage herangezogen werden.

Zur Beurteilung der freien Faulraumkapazität werden Informationen zum täglichen Rohschlammanfall, dessen Zusammensetzung und Abbaubarkeit (CSB als Bezugsgröße) sowie dem zur Verfügung stehenden Faulraumvolumen und den Betriebsbedingungen der Faulung (Betriebstemperatur und Faulzeit) benötigt. Die Beschaffenheit des Rohschlammes gibt darüber hinaus Aufschluss über das Potential einer zusätzlichen Kapazitätssteigerung durch Erhöhung des TR-Gehalts. Zudem ist eine Steigerung der Faulraumkapazität durch einen Wechsel der Betriebstemperatur von mesophil zu thermophil möglich, da dieser mit einer Verkürzung der Faulzeit und einer Erhöhung der täglichen Beschickungsfracht einhergeht, vgl. Kapitel 2.3.1. Hierzu sind vorab die technische Machbarkeit und der finanzielle Aufwand einer Leistungssteigerung des Eindickers und einer Temperaturerhöhung im Faulbehälter zu überprüfen.

Hinsichtlich der mitzubehandelnden Co-Substrate ist zu eruieren, welche Arten und Mengen in welchen zeitlichen Intervallen bezogen werden können. Die Beschaffenheit und Menge hat zudem Einfluss auf die Art des Transports sowie die Integration einer Annahme- und Speicherstation auf der Kläranlage. Des Weiteren sind in Abhängigkeit vom jeweiligen Co-Substrat Art und Umfang der rechtlichen und technischen Anforderungen festzustellen, die vom Kläranlagenbetreiber einzuhalten sind. Die Genehmigungsfähigkeit einer Mitbehandlung von Co-Substraten ist in Anlehnung an die rechtlichen Bestimmungen mit der zuständigen Behörde abzustimmen, vgl. Kapitel 2.3.2. Hinsichtlich der technischen Anforderungen sind die Notwendigkeit, die Optionen und der jeweilige Investitionsaufwand der entsprechenden Substratvorbehandlung zu eruieren, vgl. Kapitel 2.3.3. Basierend auf diesem Kenntnisstand kann eine generelle Einschätzung der rechtlichen und technischen Machbarkeit getroffen und die Grundlage für die Kalkulation entstehender Erträge (Gebühr für Substratannahme) und Aufwendungen (Substratvorbehandlung) geschaffen werden.

Darüber hinaus sind die Wechselbeziehungen der Stoffströme aus der Faulung mit weiteren Behandlungsstufen der Kläranlage zu beachten. Generell wird durch die Mitbehandlung von Co-Substraten eine Steigerung der Biogasproduktion angestrebt. Daher sind vorab die Kapazität des Gasspeichers, die gegebenen Optionen der Gasverwertung sowie die maximale Auslastung der Gasfackel zu bewerten, vgl. Kapitel 2.2.5.1. Zudem sind die aktuelle Gas- und Methanproduktion der Klärschlammfaulung sowie die produzierte energetische und thermische Energie (Wirkungsgrade der Gasbehandlung) zu dokumentieren. Neben der Gasbehandlung sind die Einflüsse der Faulung auf die Faulschlammmentwässerung und die Rückbelastung der Kläranlage zu beachten. Hinsichtlich der Entwässerung sind Informationen zur aktuellen Entwässerungsleistung zusammenzustellen, vgl. Kapitel 2.2.5.2. Die Entwässerungsleistung stellt einen Einflussfaktor auf die Entsorgungskosten des entwässerten Faulschlammes dar, welche ebenfalls festzuhalten sind. Weiterhin sind die Zusammensetzung des während des Entwässerungsprozesses anfallenden Schlammwassers sowie die vorhandene Behandlungskapazität im Rahmen der Rückbelastung zu dokumentieren, vgl. Kapitel 2.2.5.3.

Um die Ausgangssituation einer Kläranlage beschreiben und bewerten zu können, sind zusätzlich zu den oben beschriebenen Faktoren die jeweiligen Betriebskosten der betroffenen Behandlungsstufen aufzuführen. Auf Grundlage dieser Datenbasis kann einerseits die generelle Eignung der Anlage für eine Co-Vergärung beurteilt und andererseits eine ökonomische Gesamtbetrachtung der IST-Situation erstellt werden, vgl. DWA (2012). Im Rahmen der wirtschaftlichen Bewertung der Prozessoptimierung (fünfte Prozessebene) stellt die Ausgangslage die Referenz dar, um die Rentabilität einer Mitbehandlung von Co-Substraten bewerten zu können.

6.2.2 Substratcharakterisierung

Neben der Beschaffenheit von Co-Substraten (flüssig, fest etc.), die für den Transport und die Substratvorbehandlung relevant ist, können Substrate anhand ihrer organischen Zusammensetzung und ihrer Abbaubarkeit charakterisiert werden. Hinsichtlich der Planung und Optimierung kombinierter Faulungsprozesse handelt es sich hierbei um *notwendige* Faktoren, die zur Bemessung einer stabilen anaeroben Behandlung und zur Kalkulation der zu erwartenden Gas- und Methanausbeute zur Verfügung stehen müssen. Für die Festlegung bzw. Regulierung des Substratmischungsverhältnisses und damit der organischen Raumbelastung und

Raumumsatzleistung stellt die Kenntnis über den Trockenrückstand, Glühverlust und CSB-Gehalt bzw. das CSB-oTR-Verhältnis sowie die Abbaubarkeit der relevanten Co-Substrate eine notwendige Voraussetzung dar. In diesem Zusammenhang wird empfohlen die CSB-Bestimmung nach DIN 38414-S9 (1986) aus der homogenisierten Originalprobe vorzunehmen, vgl. Kapitel 5.1. Der CSB-Abbaugrad ist, sofern nicht bereits bekannt, mittels Laborgärversuchen im Vorfeld einer geplanten Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfäulung zu bestimmen. Zur Kalkulation der zu erwartenden Gas- und Methanausbeute der Substratmischung ist zudem die Kenntnis über die spezifischen Gas- und Methanausbeuten der Ausgangssubstrate erforderlich. Alternativ kann die zu erwartende Methanausbeute auch aus dem Produkt der auf dem CSB-Gehalt basierenden maximal realisierbaren Methanausbeute (vollständiger Abbau der organischen Substanz: 350 NL CH₄/kg CSB) und dem CSB-Abbaugrad berechnet werden. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass zwischen 4 % und 15 % des abgebauten CSB für die Biomasseneubildung benötigt wird, was die tatsächlich Methanausbeute dementsprechend vermindert, vgl. Kapitel 2.1.3. Falls die notwendigen Faktoren für die Rohschlammcharakterisierung nicht bereits durch die Betriebsdokumentation zur Verfügung stehen (gegebene Faktoren - Ausgangssituation), sind die fehlenden Informationen ebenfalls im Rahmen der Substratcharakterisierung zu eruieren. Des Weiteren ist im Rahmen der Substratcharakterisierung festzuhalten, inwiefern die Zusammensetzung und Abbaubarkeit saisonalen Schwankungen unterliegen. Diese Abweichungen sind in der Bemessung zu berücksichtigen.

6.2.3 Stoffstrombemessung

Um eine Auswahl der mitzubehandelnden Co-Substrate vorzunehmen und deren Mischungsverhältnis festzulegen, ist zunächst die freie Faulraumkapazität anhand der gegebenen Faktoren (Ausgangssituation) zu *bestimmen*. Die maximale Dosiermenge an Co-Substrat (Q_{Co}) ergibt sich aus der Differenz der maximal möglichen täglichen Beschickungsmenge des Faulbehälters (Q_{FB}) und dem täglichen Rohschlammanfall (Q_{RS}). Die Auswahl der Co-Substrate und die Bestimmung des Mischungsverhältnisses sind unter Beachtung der maximal zulässigen Raumumsatzleistung der Co-Substratmischung ($RUL_{CSB,Co,max}$) vorzunehmen. Diese ergibt sich aus der Differenz der maximalen Raumumsatzleistung des Faulbehälters ($RUL_{CSB,FB,max}$), die von der Anlagengröße und der Faulraumtemperatur abhängig ist (vgl. Bemessungsansatz in Kapitel 6.1), und der *gegebenen* Raumumsatzleistung des in der Kläranlage täglich produzierten Rohschlammes ($RUL_{CSB,RS}$). Solange keine aktuelleren Erkenntnisse zur Verfügung stehen, wird empfohlen, eine maximale Raumumsatzleistung des Faulbehälters von 2,4 kg CSB/(m³·d) (mesophiler Betrieb) bzw. 3,3 kg CSB/(m³·d) (thermophiler Betrieb) nicht zu überschreiten, vgl. Kapitel 6.1. In Abbildung 48 werden die Zusammenhänge der *gebenden* Faktoren dargestellt (grau hinterlegt).

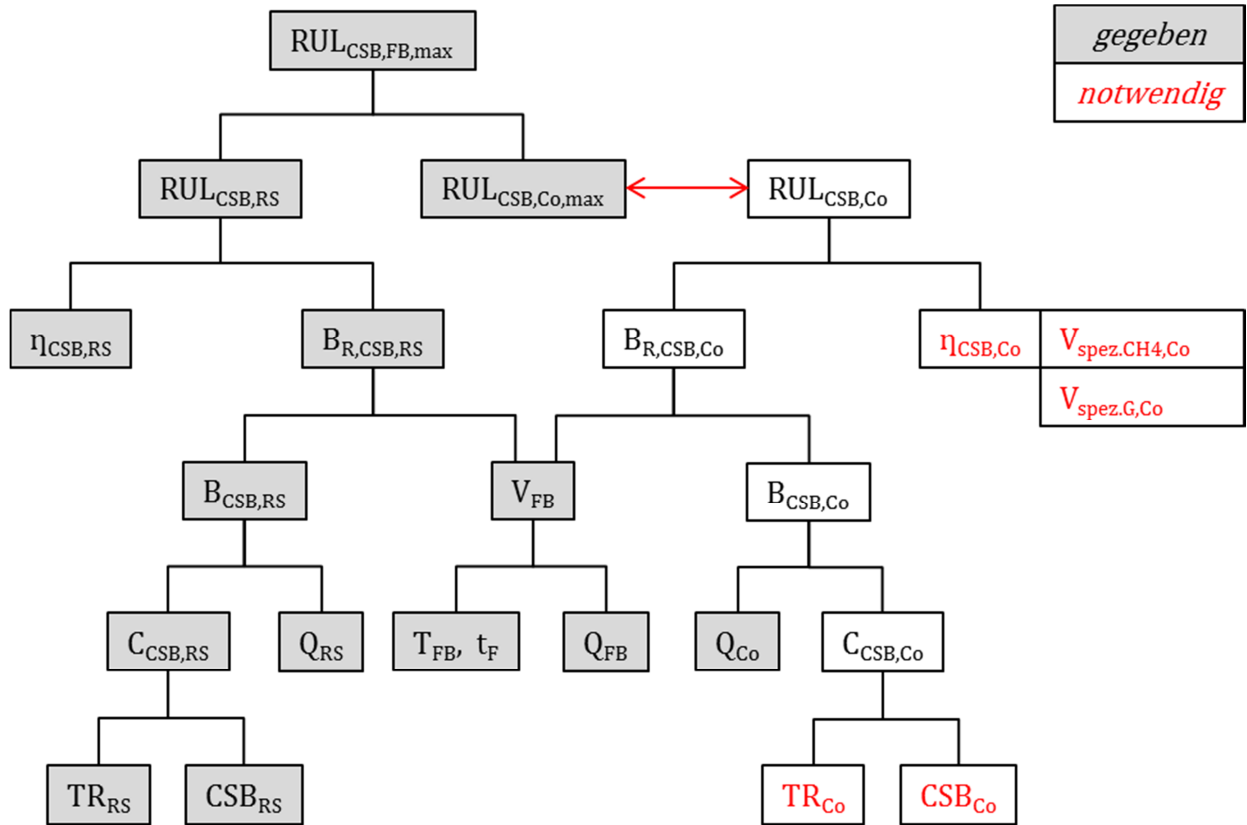


Abbildung 48: Zusammenhänge zwischen gegebenen und notwendigen Faktoren

Unter Beachtung der Restriktionen (Q_{Co} und $RUL_{CSB,Co,max}$) und der Substratverfügbarkeit (*gegebene* Faktoren) ist die Co-Substratmischung mit der höchsten zu erwartenden Methanproduktion zu *bestimmen*. Hierzu sind die *notwendigen* Faktoren zur Substratcharakterisierung heranzuziehen, vgl. Abbildung 48 (rote Schrift). Aufgrund der Korrelation zwischen der spezifischen Methanausbeute von Substratmischungen und deren Ausgangssubstrate (vgl. Kapitel 5.3.2.4) kann die zu erwartende Methanproduktion von Substratmischungen bestimmt werden, vgl. Gleichung 31.

$$V_{CH_4,Co} = \sum_{i=1}^n m_{CSB,i} \cdot Q_i \cdot C_{CSB,i} \cdot V_{spez.CH_4,i} \quad \text{Gl. (31)}$$

mit:

$V_{CH_4,Co}$	=	Methanproduktion der Substratmischung aus n Substraten [NL CH ₄ /d]
$m_{CSB,i}$	=	CSB-Mischungsanteil von Substrat i [%]
Q_i	=	Dosiermenge von Substrat i [m ³ /d] (mit: Summe $Q_i = Q_{Co}$)
$C_{CSB,i}$	=	CSB-Konzentration von Substrat i [kg CSB/m ³]
$V_{spez.CH_4,i}$	=	Spezifische Methanausbeute von Substrat i [NL CH ₄ /kg CSB _{zu}]

Hierbei handelt es sich um einen Berechnungsvorgang, in dem die in Abbildung 49 dargestellten Regulierungsoptionen iterativ durchlaufen werden. Zu diesem Zweck ist ein geeignetes Rechenprogramm zu verwenden, in das die *gegebenen*, *notwendigen* und *bestimmten*

Faktoren eingegeben werden. Durch definierte Entscheidungsfunktionen kann der iterative Optimierungsvorgang automatisiert werden.

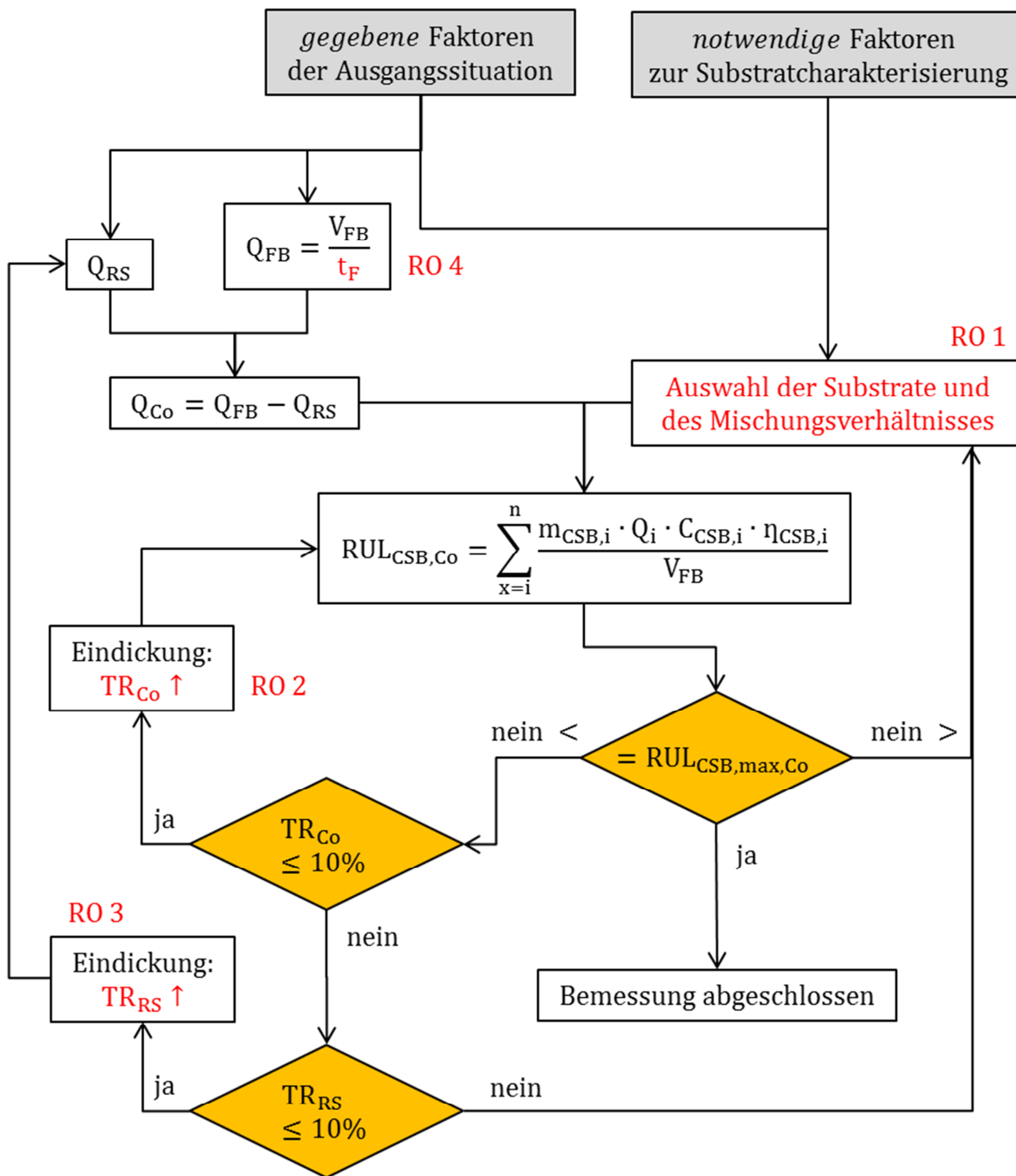


Abbildung 49: Fließschema der Regulierungsoptionen im mesophilen Betrieb

Die erste Regulierungsoption (RO 1) besteht in der Auswahl der Substratmischung mit der höchsten Methanproduktion, was mit einer Maximierung der Raumumsatzleistung der Substratmischung einhergeht. Im Falle einer Überschreitung der $RUL_{CSB,Co,max}$ ist die Substratmischung so lange zu regulieren, bis der Grenzwert der Raumumsatzleistung eingehalten wird. Wird aufgrund der zur Verfügung stehenden Co-Substrate die $RUL_{CSB,Co,max}$ nicht erreicht, kann eine Eindickung der Co-Substratmischung (RO 2) bis zu einem TR von 10 % vorgenommen werden, vgl. Kapitel 2.1.2.3. Dies führt zu einer Steigerung der $RUL_{CSB,Co}$ (RO 2).

Darüber hinaus kann, sofern technisch möglich, der TR des Rohschlammes angehoben werden, was zu einer Reduzierung von Q_{RS} und damit zu einer Erhöhung von Q_{Co} und $RUL_{CSB,Co}$ führt (RO 3). Die vierte Regulierungsoption (RO 4) ist gesondert von den vorherigen Regulierungsoptionen zu betrachten und stellt eine grundsätzliche Umstellung des Faulungsbetriebs dar. Durch die Erhöhung der Betriebstemperatur (T_{FB}) von mesophil auf thermophil wird die Faulzeit (t_F) verkürzt und die tägliche Beschickungsmenge des Faulbehälters (Q_{FB}) erhöht, was ebenfalls eine Erhöhung der maximalen Dosiermenge an Co-Substrat bewirkt. Da unter thermophilen Betriebsbedingungen auch der Bemessungsgrenzwert der Raumumsatzleistung höher liegt (vgl. Kapitel 6.1), wird auch die $RUL_{CSB,Co,max}$ gesteigert. Allerdings ist im thermophilen Betrieb ein TR der Beschickungssubstrate von 5 % nicht zu überschreiten, vgl. Kapitel 2.1.2.3. Falls eine solche Umstellung gewünscht und technisch umsetzbar ist, kann das in Abbildung 49 dargestellt Fließschema für mesophile Betriebsbedingungen auf thermophile Betriebsbedingungen übertragen werden. Die Regulierungsoptionen 1 bis 3 können gleichermaßen genutzt werden. Inwiefern eine solche Umstellung wirtschaftlich rentabel ist, ist im Rahmen der wirtschaftlichen Bewertung zu prüfen.

6.2.4 Stoffstromauswirkungen

Im Rahmen der Bemessung der Co-Vergärung wird eine Auswahl der zur Verfügung stehenden Co-Substrate getroffen und deren Mischungsverhältnis *bestimmt*. Dadurch finden sowohl die Stabilitätssicherung des Abbauprozesses als auch die Maximierung der Methanproduktion Berücksichtigung. Vor dem Hintergrund einer gesamtwirtschaftlichen Betrachtung der Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung spielen darüber hinaus die damit verbundenen Auswirkungen auf vor- und nachgeschaltete Behandlungsstufen (Substratvorbehandlung, Gasbehandlung, Faulschlamm entwässerung und Rückbelastung zur Belebung der Kläranlage) eine wichtige Rolle. Aus diesem Grund sind die betreffenden Stoffströme der Co-Vergärung und deren Auswirkungen im Rahmen des Planungs- und Optimierungsprozesses möglichst genau zu kalkulieren.

Substratvorbehandlungsstufe

Hinsichtlich des Stoffstroms zur Co-Vergärung sind die *resultierenden* Anforderungen an die Substratbeschaffung und -vorbehandlung zu beachten, die eine Voraussetzung für die Umsetzung der geplanten Co-Vergärung darstellen, vgl. Kapitel 2.3.3. Bezüglich der Substratbeschaffung sind die kontinuierliche Verfügbarkeit der *bestimmten* Dosiermenge, die mit der Anlieferung verbundenen Kosten und die im Falle einer Abfallverwertung eventuell erzielbaren Gebühreneinnahmen zu berücksichtigen. Des Weiteren ist in Abhängigkeit von den ausgewählten Substraten zu prüfen, ob die Kläranlage über eine geeignete Annahme- und Vorbehandlungsstufe verfügt oder ob bauliche Maßnahmen vorgenommen werden müssten. Sowohl die zusätzlichen Betriebs- als auch eventuellen Investitionskosten sind im Hinblick auf die wirtschaftliche Bewertung des gesamten Planungsprozesses zu kalkulieren.

Gasbehandlungsstufe

Der Stoffstrom, der den Faulbehälter in Form von Biogas verlässt, wird weiter an die Gasbehandlung der Kläranlage geleitet. Anhand der spezifischen Gasausbeuten der Ausgangssubstrate (*notwendige* Faktoren) und des *bestimmten* Substratmischungsverhältnisses können

(analog zur Kalkulation der Methanausbeute) die spezifische Gasausbeute der Substratmischung und damit die tägliche Gasproduktion berechnet werden. Auf diese Weise kann geprüft werden, ob die *gegebene* Kapazität der Gasbehandlung ausreichend ist. Liegen keine Engpässe vor, wird anhand der *bestimmten* Methanausbeute und dem *gegebenen* Wirkungsgrad der Gasverwertungseinheit die zu erwartende Energieausbeute berechnet. Diese dient im Rahmen der gesamtwirtschaftlichen Betrachtung zur Beurteilung des Mehrwerts einer Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung. Im Falle *resultierender* Engpässe bezüglich der Gasspeicherung, -aufbereitung, -verwertung oder -entsorgung ist zu entscheiden, ob eine Rückkopplung mit der Stoffstrombemessung (technische Iteration: Anpassung der Substratauswahl bzw. des Mischungsverhältnisses) oder eine Kapazitätserweiterung der Gasbehandlung vorzunehmen ist. Neben einer reinen Kapazitätserweiterung kann unter Umständen auch eine technische Erweiterung der Gasaufbereitung notwendig werden, falls die Gaszusammensetzung durch die Mitbehandlung von Co-Substraten derart verändert wird, dass die bisherigen Aufbereitungsmethoden nicht ausreichend sind. Die Entscheidung ist im Rahmen der wirtschaftlichen Bewertung des gesamten Planungsprozesses anhand einer Kosten- und Leistungsrechnung sowie einer Investitionsrechnung zu treffen.

Entwässerung und Rückbelastung

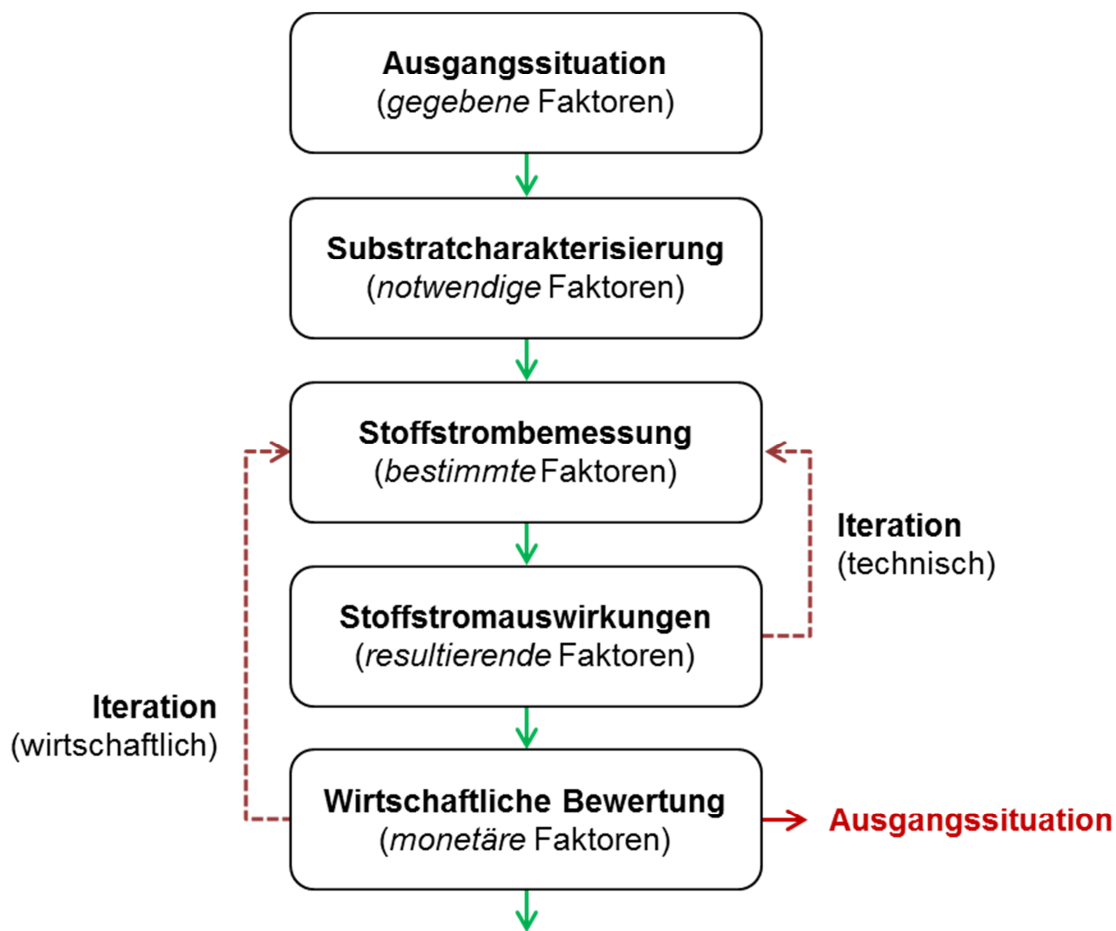
Der Stoffstrom, der den Faulbehälter in Form von Faulschlamm verlässt, wird analog zur üblichen Klärschlammfaulung der Faulschlammmentwässerung zugeführt. Da diese in Anlehnung an den Volumenstrom des Faulschlamms und damit an das Faulbehältervolumen dimensioniert wird, ist von keinen Kapazitätsengpässen auszugehen. Vielmehr können positive als auch negative Einflüsse hinsichtlich der Entwässerungsleistung *resultieren*, da Änderungen des Faulungsbetriebs Veränderungen der Beschaffenheit des Faulschlamms bewirken. Basierend auf den Ergebnissen der halbtechnischen Versuchsreihen ist bei der Mitbehandlung von Bioabfällen (KKA bzw. LMR) mit einem höheren Wasserbindevermögen thermophiler Faulschlämme im Vergleich zu mesophilen zu rechnen. Die Entwässerbarkeit wird somit erschwert, was einen höheren Einsatz an Konditionierungsmitteln oder ein größeres zu entsorgendes Faulschlammvolumen bedingt. Beide Folgen sind mit erhöhten Aufwendungen verbunden, die sich entweder auf die Chemikalien- oder die Entsorgungskosten auswirken. Des Weiteren wird das Wasserbindevermögen durch die Art der ausgewählten Substrate und deren Mischungsverhältnis beeinflusst, vgl. Kapitel 5.3.3.2.

Ebenso sind Auswirkungen der Co-Vergärung auf die Rückbelastung der Kläranlage in die Betrachtung miteinzubeziehen. Auch wenn es sich im Vergleich zum Abwasservolumenstrom im Zulauf der Kläranlage bei der Rückbelastung um einen vernachlässigbar geringen Volumenstrom handelt, können dessen Stofffrachten einen ausschlaggebenden Einflussfaktor für die Behandlung darstellen. Die Zusammensetzung des in der Entwässerung anfallenden Schlammwassers ist generell durch verhältnismäßig hohe Ammoniumkonzentrationen geprägt, die bei einer Rückbelastung in die Belebung zu erhöhten Ablaufwerten der Kläranlage führen können. Zudem unterliegt die $CSB_{\text{gelöst}}$ -Konzentration des Schlammwassers Einflüssen der Faulraumtemperatur, vgl. Kapitel 5.3.3.3. Dementsprechend ist in Form einer gezielten Dosierung über Speicherstationen, einer Regulierung der Belebungseinstellungen oder einer gesonderten Behandlung des Schlammwassers negativen Auswirkungen durch die Rückbelastung entgegenzuwirken.

Im Vergleich zu den Wechselwirkungen zwischen der Co-Vergärung und der Substratvorbehandlung bzw. der Gasbehandlung sind die Wechselwirkungen zwischen der Co-Vergärung und der Schlammmentwässerung sowie der Rückbelastung im Vorfeld schwer kalkulierbar. Die Substrat- und Temperatureinflüsse auf die Entwässerung und damit auf die Konditionierungs- und Entsorgungskosten sind daher in Form von Sicherheitsfaktoren in der wirtschaftlichen Bewertung zu berücksichtigen. Analog ist, in Abhängigkeit von den gewählten Betriebseinstellungen und der Bemessung der geplanten Co-Vergärung sowie der vorhandenen Kapazität der Kläranlage, mit den Substrat- und Temperatureinflüssen auf die Rückbelastung zu verfahren. Für konkrete technische und monetäre Bewertungen sind weitere Forschungsarbeiten empfehlenswert, die diese Aspekte tiefergehend untersuchen und eine quantitative Bewertung ermöglichen. Stehen bereits Informationen über die Auswirkungen der Co-Substrate auf die Entwässerung und Rückbelastung zur Verfügung (*resultierende* Faktoren), kann im Falle einer Gefährdung der Stabilität der Kläranlage, analog zur Gasbehandlung, eine Rückkopplung mit der Bemessung der Co-Vergärung vorgenommen werden (technische Iteration).

6.2.5 Wirtschaftliche Bewertung

Die wirtschaftliche Bewertung der geplanten Co-Vergärung stellt die letztendliche Grundlage für die Entscheidung zur Mitbehandlung von Co-Substraten bzw. der Auswahl der Co-Substrate und deren Mischungsverhältnis in der Klärschlammfaulung einer Abwasserbehandlungsanlage dar. In ihr werden alle *gegebenen, notwendigen, bestimmten* und *resultierenden* Faktoren der bereits beschriebenen Prozessebenen im Rahmen einer Kosten- und Leistungs- sowie Investitionsrechnung berücksichtigt. Die kalkulatorischen Betriebs- und ggf. Investitionskosten der Co-Vergärung sowie der Substratanlieferung und -vorbehandlung, der Gasbehandlung, der Faulschlammmentwässerung und der Rückbelastung werden mit der Ausgangssituation der Abwasserbehandlungsanlage (Referenz) verglichen. Ebenso findet ein Leistungsvergleich der beiden Varianten statt, der den Mehrwert einer Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung kalkuliert. Hierbei handelt es sich in erster Linie um die Erhöhung der elektrischen und thermischen Energieproduktion durch die Steigerung der Methanproduktion in der Faulung. Darüber hinaus sind alle weiteren Vorteile (Schaffung eines Entsorgungsweges für Co-Substrate, Gebühreneinnahme durch Abfallannahme, staatliche Förderung der Co-Vergärung (Verbesserung der CO₂-Bilanz), Qualitätsverbesserung des Gärrests etc.) in den Vergleich mit der Ausgangssituation *monetär* einzubeziehen. Im Falle einer negativen Gesamtbewertung des geplanten Co-Vergärungsprozesses kann zunächst durch eine Rückkopplung mit der Stoffstrombemessung eine Veränderung der *bestimmten* Faktoren (Substratart bzw. Mischungsverhältnis) vorgenommen werden. Auf diese Weise findet eine erneute Stoffstromkalkulation statt, die wiederum im Anschluss wirtschaftlich bewertet werden und in die Gesamtrechnung miteinfließen kann (wirtschaftliche Iteration), vgl. Abbildung 50. Ob und wie oft dieser Prozess wiederholt werden sollte, ist stark von der Ausgangslage der Kläranlage abhängig. Je größer die freie Faulraumkapazität sowie die Kapazität und der Wirkungsgrad der vorhandenen Gasbehandlung sind und je unempfindlicher die Abwasserbehandlungsstufe in Bezug auf die Rückbelastung ist, desto höher sind die Energieerträge und desto geringer sind die für die Co-Vergärung erforderlichen Betriebs- und Investitionskosten.



Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung

Abbildung 50: Planungs- und Optimierungsprozess der Co-Vergärung

Der limitierende Faktor für die Stoffstrombemessung der Co-Vergärung kann somit von der Ausgangssituation der jeweiligen Kläranlage (Kapazität), der organischen Zusammensetzung und dem Abbauverhalten der Substrate oder den Betriebs- und Bemessungseinstellungen abhängig sein. Es handelt sich nicht zwangsläufig allein um die Faulzeit und die Raumumsatzleistung in Abhängigkeit von der Anlagengröße. Auch die rechtlichen Rahmenbedingungen, die Anforderungen an die Substratvorbehandlung, die Kapazität der Gasbehandlung und/oder die Auswirkungen auf die Entwässerung und die Rückbelastung können ausschlaggebend sein, dass sich eine Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung als unrentabel herausstellt. Die Ausschlusskriterien können somit rechtlicher, technischer und/oder finanzieller Natur (Betriebs- und Investitionskosten) sein.

Ausgehend von einer prognostizierten Rentabilität der Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung ist es empfehlenswert, den Planungs- und Optimierungsprozess in regelmäßigen Abständen als Überprüfungsinstrument zu nutzen. Fehleinschätzungen oder Veränderungen der Rahmenbedingungen können auf diese Weise festgestellt und entsprechende Regulierungsmaßnahmen vorgenommen werden.

6.3 Weiterer Forschungsbedarf und Ausblick

Im Rahmen dieser Arbeit werden Handlungsempfehlungen zur Planung und Optimierung der Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung aus den erzielten Untersuchungsergebnissen abgeleitet. Diese stellen die Ausgangsbasis für die Entwicklung einer einheitlichen Vorgehensweise zur Stoffstrombemessung der Klärschlammfaulung und der Co-Vergärung auf Kläranlagen dar. Anhand großtechnischer Untersuchungen sind die erzielten Ergebnisse unter wissenschaftlicher Begleitung zu erweitern und auf die Praxis zu übertragen. Der Gegenstand dieser Untersuchungen, für die eine einheitliche CSB-Bestimmung sowie eine umfassende Dokumentation empfehlenswert ist, sollte sich auf die folgenden Aspekte beziehen:

- Erweiterung der Datenbasis durch Variation der Co-Substrate unter mesophilen und thermophilen Betriebsbedingungen;
- Bestimmung der Bemessungsgrenzen in Abhängigkeit von verschiedenen Anlagengrößen durch Steigerung der Raumumsatzleistung im mesophilen und thermophilen Betrieb (Erhöhung der Co-Substratmischungsanteile unter Berücksichtigung der organischen Säurekonzentration als Stabilitätsindikator);
- Ableitung einheitlicher Bemessungsansätze für den mesophilen und den thermophilen Betrieb von Klärschlammfaulungs- und Co-Vergärungsanlagen.

Darüber hinaus sind die jeweiligen Auswirkungen auf die Faulschlammmentwässerung und die Zusammensetzung des Schlammwassers im großtechnischen Betrieb zu untersuchen, zu dokumentieren und sowohl qualitativ als auch quantitativ zu bewerten. Anhand der geschaffenen Datenbasis ist ein standardisiertes Rechenprogramm zu entwickeln, dass den in dieser Arbeit beschriebenen Planungs- und Optimierungsprozess abbildet und somit die Wirtschaftlichkeit der technischen Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz von Kläranlagen über die Co-Vergärung berechnet. Die bislang auf Landesebene zur Verfügung stehenden Regelwerke zur Co-Vergärung in der Abwasserwirtschaft sind hinsichtlich einer bundesweit einheitlichen Genehmigungsregelung, basierend auf den erzielten Ergebnissen dieser Arbeit und der empfohlenen großtechnischen Untersuchungen, zu vereinheitlichen.

Da die Steigerung der Energieeffizienz von Kläranlagen eine Maßnahme darstellt, um die vom Staat verfolgten energiepolitischen Zielen bis 2050 zu erreichen, ist die Motivation von Anlagenbetreibern zur Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung von politischer Seite zu unterstützen. Einerseits ist die Transparenz der rechtlichen Vorgaben durch eine bundesweite Vereinheitlichung der Genehmigungsregelungen zur Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung für die Anlagenbetreiber zu erhöhen. Andererseits stellt eine staatliche Hilfestellung bzgl. der Kooperation mit Co-Substratanbietern und Energieabnehmern, neben der Förderung der Energiegenerierung aus Biomasse, eine zielführende Maßnahme dar, um den mit einer Betriebsumstellung verbundenen Aufwand für die Kläranlagenbetreiber zu reduzieren.

7 Zusammenfassung

Die Planung und Optimierung von Co-Vergärungsprozessen steht vor dem Hintergrund der Energiewende im Fokus der siedlungswasserwirtschaftlichen Fachwelt. Aktuell sind auf vielen Kläranlagen freie Faulraumkapazitäten vorhanden, die generell für eine Mitbehandlung von Co-Substraten und damit für eine Steigerung der Methanproduktion geeignet sind. Durch gezielte Planung und Kalkulation kann die Umsetzung im infrastrukturellen Bestand optimiert werden. Dies trifft ebenfalls auf den Neubau von Ver- und Entsorgungseinheiten zu, deren Stoffströme während der Planungsphase an das vorhandene Siedlungsumfeld angepasst werden können. Die Bestimmung der freien Faulraumkapazität sowie die Auswahl der mitzubehandelnden Co-Substrate stellen die wesentlichen Schritte während der Planung und Optimierung von Co-Vergärungsprozessen zur Steigerung der Energieeffizienz dar. Hierzu ist eine ausreichende Kenntnis über die zur Verfügung stehenden Ressourcen und Handlungsspielräume erforderlich. Im Rahmen dieser Arbeit werden diese Handlungsspielräume aufbauend auf dem aktuellen Stand der Forschung zur Klärschlammfaulung und Co-Vergärung präzisiert.

Da das primäre Ziel der Klärschlammfaulung die Stabilisierung des Klärschlammes ist, stellt die Gewährleistung stabiler Abbauprozesse eine der Grenzen des zu definierenden Handlungsspielraums dar. Im Rahmen der Arbeit wird anhand der Untersuchungsergebnisse der durchgeführten halb- und labortechnischen Versuchsreihen gezeigt, dass sich sowohl die organische Zusammensetzung von Rohschlamm und Co-Substraten als auch deren Abbaubarkeit voneinander unterscheiden. Die Abbaubarkeit der organischen Substanz hat einen direkten Einfluss auf die Konzentration der organischen Säuren im Faulbehälter, die während des Abbauprozesses gebildet und unter stabilen Betriebsbedingungen weiter zu Methan metabolisiert werden. Wird dem Faulbehälter ein Überangebot an abbaubarer organischer Substanz zugeführt, kommt es zu einem Anstieg der organischen Säurekonzentration und damit zu einer Beeinträchtigung der Prozessstabilität. Daher wird im Rahmen dieser Arbeit ein Bemessungsparameter definiert, der zur Charakterisierung dieser Belastungsgrenze geeignet ist.

Hierbei handelt es sich um die auf den CSB bezogene Raumumsatzleistung von Substraten. Im Rahmen der Beurteilung der untersuchten Substrate wird gezeigt, dass der CSB im Gegensatz zum oTR einen geeigneten, substratunabhängigen Parameter darstellt, um die organische Substanz von Rohschlamm und Co-Substraten zu charakterisieren. Die organische Substratfracht, die täglich einem Faulbehälter zugeführt wird, kann somit unabhängig von der Art der zu behandelnden Substrate über die CSB-Raubelastung definiert werden. Um die Vergleichbarkeit der CSB-Ergebnisse aus Forschung und Praxis gewährleisten zu können, ist eine einheitliche, repräsentative Methode zur CSB-Bestimmung anzuwenden. Die durchgeführten Laboruntersuchungen haben gezeigt, dass das Analyseergebnis sowohl von der Probenaufbereitung als auch von der Analysemethode abhängig ist. Es wird empfohlen, den CSB aus der homogenisierten Originalprobe nach DIN 38414-S9 (1986) zu bestimmen, da auf diese Weise der durch eine Probentrocknung hervorgerufene Verlust an leicht flüchtiger Substanz vermieden wird. Im Vergleich zu der CSB-Analyse nach DIN 38409-H41 (1980) und DIN ISO 15705-H45 (2003) ist bei der Methode nach DIN 38414-S9 (1986)

keine Probenverdünnung notwendig. Dies ist insbesondere für die Analyse von fetthaltigen Co-Substraten relevant, da im Rahmen einer Verdünnung Messungenauigkeiten aufgrund von Rückständen in Kolben und Pipetten hervorgerufen werden können.

Die CSB-Raumumsatzleistung kombiniert die CSB-Raumbelastung mit der Abbaubarkeit der organischen Substanz. Die Belastung von anaeroben Abbauprozessen durch die abbaubare organische Substanz von Substraten kann somit anhand der entsprechenden CSB-Raumumsatzleistung substratunabhängig abgebildet werden. Voraussetzung stellt die Kenntnis über die Substratzusammensetzung und deren Abbaubarkeit dar. Da es sich bei der Co-Vergärung um die gemeinsame Behandlung mehrerer Substrate handelt, spielt die Kalkulierbarkeit der zu erwartenden Raumumsatzleistung von Substratmischungen ebenfalls eine grundsätzliche Rolle, um die Raumumsatzleistung als Bemessungsparameter verwenden zu können. Anhand der Untersuchungsergebnisse wird die Korrelation des Abbauverhaltens von Einzelsubstraten und deren Substratmischungen nachgewiesen und eine entsprechende Rechenvorschrift definiert. Der Abbaugrad von Substratmischungen kann auf diese Weise aus dem CSB-Mischungsverhältnis und den CSB-Abbaugraden der Einzelsubstrate berechnet werden.

Die im empirischen Bemessungsansatz der Klärschlammfaulung in Abhängigkeit von der Anlagengröße und der Faulzeit empfohlenen Grenzwerte der Raumbelastung können folglich über die entsprechende Raumumsatzleistung auf Co-Vergärungsprozesse übertragen werden. Es wird allerdings anhand der Untersuchungsergebnisse gezeigt, dass es sich hierbei nicht um die Belastungsgrenzen handelt, die eingehalten werden müssen, um die Stabilität von Co-Vergärungsprozessen zu gewährleisten. Im Rahmen dieser Arbeit werden sowohl während der mesophilen als auch während der thermophilen Versuchsphasen deutlich höhere Raumumsatzleistungen unter stabilen Betriebsbedingungen erzielt. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass es sich um eine Versuchsanlage mit einem Faulbehältervolumen von einem Kubikmeter und nicht um eine großtechnische Faulungsanlage handelt. Bereits im empirischen Bemessungsansatz der Klärschlammfaulung wird berücksichtigt, dass die Sensibilität von Faulungsprozessen mit der Größe des Faulbehälters abnimmt und somit die Belastbarkeit steigt. Folglich ist zu vermuten, dass im großtechnischen Maßstab im Vergleich zum halbtechnischen Versuchsanlagenbetrieb tendenziell höhere Raumumsatzleistungen praktikabel sein können. Die Grenzwerte der CSB-Raumumsatzleistung sind, aufbauend auf dem Kenntnisstand dieser Arbeit, separat für die Bemessung der mesophilen und thermophilen Co-Vergärung empirisch zu ermitteln. In diesem Zusammenhang kann das Potential zur Regulierung von Abbauprozessen durch die Variation der Mischungsanteile unterschiedlicher Co-Substrate genutzt werden. Im Falle eines starken Anstiegs der organischen Säurekonzentration durch die Erhöhung der Mischungsanteile von Co-Substraten mit hoher Raumumsatzleistung (wie Lebensmittelreste) kann durch eine Erhöhung der Mischungsanteile von Co-Substraten mit niedriger Raumumsatzleistung (wie Fäkalschlamm) einer Überlastung des Abbauprozesses entgegengewirkt werden, ohne die Faulzeit, die Raumbelastung oder den Grad der Eindickung (TR der verwendeten Substrate) zu verändern.

Neben der zur Verfügung stehenden Faulraumkapazität wird der Handlungsspielraum bei der Planung und Optimierung von Co-Vergärungsprozessen durch weitere Faktoren eingegrenzt. Hierbei handelt es sich um die Sicherstellung der Stabilität weiterer Behandlungsstufen einer

Kläranlage, die durch die Substratauswahl, die Festlegung des Mischungsverhältnisses und durch die Faulraumtemperatur beeinflusst werden kann. Durch die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung wird eine Steigerung der Methanproduktion angestrebt. Dies ist allerdings nur in einem Umfang sinnvoll, bei dem die gegebene Kapazität der Gasbehandlung für die zusätzliche Gasproduktion ausreichend ist. Daher ist eine Kalkulation der zu erwartenden Gas- und Methanproduktion im Rahmen der Planung und Optimierung und damit bei der Auswahl der Co-Substrate und deren Mischungsverhältnissen notwendig. Basierend auf den Untersuchungsergebnissen werden (analog zum Abbaugrad) eine Korrelation der spezifischen Gas- bzw. Methanausbeuten der Einzelsubstrate und deren Substratmischungen nachgewiesen und eine entsprechende Rechenvorschrift definiert. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass durch eine Mitbehandlung von Küchen- und Kantinenabfällen oder Lebensmittelresten die Gasproduktion gesteigert und durch eine Mitbehandlung von Fäkalschlämmen reduziert wird. Die Berechnung der maximal erreichbaren Gas- bzw. Methanausbeute mittels Kohlenstoffbilanzierung ist in diesem Zusammenhang nicht empfehlenswert, da die unterschiedliche Abbaubarkeit von Co-Substraten auf diese Weise keine Berücksichtigung findet.

Der Stoffstrom, der die Faulung als Faulschlamm verlässt, wirkt sich auf die Faulschlamm-entwässerung und die Rückbelastung zur Belebung der Kläranlage aus. Anhand der Untersuchungsergebnisse wird deutlich, dass thermophil betriebene Klärschlammfaulungs- und Co-Vergärungsprozesse (Mitbehandlung von Bioabfall) im Vergleich zum mesophilen Betrieb eine Erhöhung des Wasserbindevermögens des Faulschlamm bewirken. Zudem besteht eine Substratabhängigkeit des Wasserbindevermögens von Faulschlämmen, unabhängig von der Faulraumtemperatur. Die Mitbehandlung von Lebensmittelresten bewirkt im Vergleich zu Küchen- und Kantinenabfällen ein geringeres Wasserbindevermögen des Faulschlamm. Durch die Mitbehandlung von Fäkalschlamm wird das Wasserbindevermögen des Faulschlamm zusätzlich reduziert. Da es sich bei der Beurteilung des Wasserbindevermögens um eine vergleichende, qualitative Bewertung handelt, sind belastbare Aussagen hinsichtlich der substrat- und temperaturabhängigen Entwässerbarkeit von Faulschlämmen in weiteren Forschungsarbeiten zu quantifizieren. Hinsichtlich der Rückbelastung weisen die Untersuchungsergebnisse des Faulschlammwassers (in Abhängigkeit von den verwendeten Substraten und der Faulraumtemperatur) keine signifikanten Abweichungen zu der gängigen Zusammensetzung von Schlammwasser aus der Klärschlammfaulung auf. Die Stickstoffkonzentration liegt unabhängig von der Faulraumtemperatur und der behandelten Substratmischung bei 600-1.100 mg/L. Im Vergleich zum thermophilen Betrieb werden im mesophilen Betrieb niedrigere $CSB_{\text{gelöst}}$ -Konzentrationen festgestellt. Es wird empfohlen, die jeweilige Abbaubarkeit des gelösten CSB in weiteren Forschungsarbeiten zu untersuchen.

Die Einflüsse der Stoffströme der Co-Vergärung auf die gesamte Abwasserbehandlungsanlage setzen zudem bereits vor der anaeroben Behandlungsstufe an. Die Mitbehandlung von Co-Substraten in der Klärschlammfaulung unterliegt rechtlichen Rahmenbedingungen zur Genehmigung, die spezielle Anforderungen an die Beschaffenheit, Anlieferung und Vorbehandlung der Co-Substrate umfassen. Da bislang keine einheitlichen Vorgaben für Deutschland erlassen wurden, dienen unterschiedliche Regelwerke auf Landesebene der Orientierung hinsichtlich des Genehmigungsprozesses. Die Untersuchungsergebnisse dieser Arbeit können

im Rahmen einer konkretisierenden Ausarbeitung der Regelwerke bzw. einer bundesweiten Vereinheitlichung herangezogen werden.

Unter Berücksichtigung der jeweiligen Ausgangssituation einer Kläranlage (den verfügbaren Ressourcen) und der vorgestellten Handlungsspielräume (technische Rahmenbedingungen) stellt die Nutzung freier Faulraumkapazitäten zur Steigerung der Energieeffizienz von Kläranlagen eine wirtschaftliche Entscheidung dar. Die erzielten Ergebnisse bieten Handlungsempfehlungen zur Planung und Optimierung der Stoffströme der Co-Vergärung. Zudem können sie über den Rahmen der Abwasserwirtschaft hinaus Anwendung finden sowie als Grundlage für weitere Forschungen herangezogen werden.

8 Literaturverzeichnis

- AbfKlärV (2012)** Klärschlammverordnung vom 15. April 1992, zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 12 des Gesetzes vom 24. Februar 2012
- AbWV (2013)** Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung) vom 21.03.1997, zuletzt geändert durch Artikel 6 der Verordnung vom 2. Mai 2013
- Alduchov, O. A., Eskridge, R. E. (1996)** Improved Magnus Form Approximation of Saturation Vapor Pressure, *Journal of Applied Meteorology*, Volume 35, page 601-609, American Meteorological Society, Boston
- Amon, T., Kryvoruchko, V., Amon, B., Moitzi, G., Buga, S., Fistarol Lyson, D., Hackl, E., Jeremic, D., Zollitsch, W. Pötsch, E. (2003)** Optimierung der Biogaserzeugung aus den Energiepflanzen Mais und Klee gras, Endbericht des Forschungsprojekts Nr. 1249 GZ 24.002/59-IIA1/01, Institut für Land-, Umwelt- und Energietechnik (BOKU), Universität für Bodenkultur, Wien
- Andrews, J. F., Graef, S. P. (1971)** Dynamic Modeling and Simulation of the Anaerobic Digestion Process, *Anaerobic Biological Treatment Processes*, DOI: 10.1021, Chapter 8, page 126–162, Washington
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., Ahring, B. K. (1999)** A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas, *Biotechnology and Bioengineering*, Volume 63, No. 3, page 363-372, Weinheim
- ARGE (1993)** Vergärung biogener Abfälle aus Haushalt, Industrie und Landschaftspflege, Schriftenreihe des Bundesamtes für Energiewirtschaft (CH), Studie Nr. 47, 3. Auflage, ARGE ARBI - PROBAG - Arbeitsgemeinschaft Bioenergie / Arbeitsgemeinschaft Schweiz / Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern
- ATV (1985)** Behandlung und Beseitigung von Schlamm aus Kleinkläranlagen, Arbeitsblatt ATV-A 123, Regelwerk Abwasser – Abfall, Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), in Zusammenarbeit mit dem Verband Kommunaler Städtereinigungsbetriebe (VKS), Vertrieb durch Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin
- ATV (1996)** ATV-Handbuch - Klärschlamm, 4 Auflage, Herausgeber: Abwassertechnische Vereinigung e.V., Hennef
- AVV (2001)** Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung) vom 10.12.2001, zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 22 des Gesetzes vom 24. Februar 2012
- Bala, B. K., Satter, M. A. (1998)** System dynamics modelling and simulation of biogas production systems, *Renewable Energy*, Volume 1, No. 5/6, page 723-728, Elsevier Verlag, München
- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. g., Rozzi, A., Sanders, W. T. M., Siegrist, H., Vavilin, V. A. (2002)** The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1), *Water Science and Technology*, Volume 45, No. 10, page 65-73, Elsevier Verlag, London
- Bauer, C., Lebuhn, M., Gronauer, A. (2009)** Mikrobiologische Prozesse in landwirtschaftlichen Biogasanlagen, Schriftenreihe der Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), ISSN 1611-4159, Freising-Weihenstephan

-
- BauGB (2011)** Baugesetzbuch vom 23.06.1960, zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 22. Juli 2011
- BayLfU (2007)** Biogashandbuch Bayer – Materialienband, Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg
- BBodSchV (2012)** Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12.07.1999, zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012
- Behmel, U., Meyer-Pitroff, R. (1996)** Risiken bei der Cofermentation organischer Reststoffe in Biogasanlagen, Korrespondenz Abwasser, Nr. 12/96, S. 2172-2179, Hennef
- Beier et al. (2008)** Energieeffiziente Stickstoffelimination - Verfahrensüberblick zur Nitrifikation/Deammonifikation und Auswirkungen auf den Energiebedarf von Kläranlagen, KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 6/2008, Hennef
- Bekker, M. (2007)** Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen, Dissertation an der Universität Karlsruhe, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), Schriftenreihe SWW, Bd. 125, Verlag Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe
- BetrSichV (2011)** Verordnung über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei der Bereitstellung von Arbeitsmitteln und deren Benutzung bei der Arbeit, über Sicherheit beim Betrieb überwachungsbedürftiger Anlagen und über die Organisation des betrieblichen Arbeitsschutzes (Betriebssicherheitsverordnung) vom 27. September 2002, zuletzt geändert durch Artikel 5 des Gesetzes vom 8. November 2011
- Bever, J., Stein, A., Teichmann, H. (2002)** Weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, ISBN 3-486-26527-X, Oldenbourg Industrieverlag, München
- BImSchG (2012)** Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz) vom 15.03.1974, zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 27. Juni 2012
- BioAbfV (2012)** Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung) vom 21.09.1998, zuletzt geändert durch Artikel 1 und Artikel 4 der Verordnung vom 23. April 2012
- BiomasseV (2012)** Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse (Biomasseverordnung) vom 21.06.2001, zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 10 des Gesetzes vom 24. Februar 2012
- Bischofsberger, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C. F., Böhnke, B. (2005)** Anaerobtechnik, 2. vollständig überarbeitete Auflage, Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg
- Bischofsberger, W., Resch, H., Baumgart, P. (1987)** Schlämme aus Hauskläranlagen, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Band 48, Technische Universität München
- Biswas, J., Chowdhury, R., Bhattacharya, P. (2006)** Kinetic studies of biogas generationi using minicipal waste as feed stock, Enzyme and Microbial Technology, Volume 38, No. 3, page 493-503, Elsevier Verlag, München
- BLfU (2011)** Co-Vergärung auf kommunalen Kläranlagen, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Abfallbehandlungs- und -verwertungsanlagen, UmweltSpezial, Juli 2011, Augsburg

- BMU (2012)** Erneuerbare Energien in Zahlen – Nationale und internationale Entwicklung, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), 1. Auflage, Stand Juli 2012, Berlin
- BMU (2013)** Development of renewable energy sources in Germany 2012, Bases on statistical data from the Working Group on Renewable Energy-Statistics (AGEE-Stat), Stand Februar 2013, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin
- BMWi (2011)** Das Energiekonzept der Bundesregierung 2010 und die Energiewende 2011, Stand Oktober 2011, Ergänzung zu: Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung vom 28. September 2010, Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi) und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin
- BMWi (2013)** Energiewende auf Erfolgskurs, Maßnahmen für eine sichere, bezahlbare und umweltschonende Energieversorgung, Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi), Stand April 2013, Berlin
- Böhnke, B., Bischofsberger, W., Seyfried, C. F. (1993)** Anaerobtechnik, 1. Auflage, Springer-Verlag, Heidelberg
- Bormann, H., Sievers, M., Ewert, W. (2009)** Auswirkungen der thermischen Klärschlammhydrolyse und der prozessintegrierten Nährstoffrückgewinnung auf die Stoffstrom- und Energiebilanzen auf Kläranlagen, Abschlussbericht AZ 24507-23, Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH (CUTEC-Institut GmbH), Clausthal-Zellerfeld
- Boyle, W. C. (1976)** Energy recovery from sanitary landfills – a review, in: Schlegel, H. G. und Barnea J. (1976) Microbial Energy Conversion. Pergamon Press, Oxford
- Braun, R., Wellinger, A. (2002)** Potential of Co-digestion, IEA Bioenergy, Task 37 Energy from Biogas and Landfill Gas, Energy Technology Network, European Commission, Petten, Netherlands
- Buswell, A., Mueller, H. (1952)** Mechanism of methane fermentation, Industrial and Engineering Chemistry, Volume 44, Issue 3, page 550-552, DOI: 10.1021/ie50507a033, ACS Publications, Washington
- Chen, Y. R., Hashimoto, A. G. (1978)** Kinetics of Methane Fermentation, Biotechnology and Bioengineering Symposium, No. 8, page 269-282, Department of Agriculture, Clay Center USA, Nebraska
- COM (2010)** Communication from the Commission, Europe 2020, A strategy for smart, sustainable and inclusive growth, European Commission, 3. März 2010, Brüssel
- Converti, A., Del Borghi, A., Zilli, M., Arni, S., Del Borghi, M. (1999)** Anaerobic digestion of the vegetable fraction of municipal refuses: mesophilic versus thermophilic conditions, Bioprocess Engineering, Volume 21, Issue 4, page 371-376, Springer-Verlag, Heidelberg
- Cornel, P., Wagner, M. (2010)** Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Räume Chinas - Teilprojekt 2a, Zwischenbericht des Verbundprojekts, Fachgebiet Abwassertechnik, Institut IWAR, Technische Universität Darmstadt
- Cornel, P., Wagner, M., Zeig, C., Linke, H. J., Hickel, C., Böhm, H. R., Schramm, S. (2012)** Lösungen für semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme urbaner Räume am Beispiel von Hanoi, Vietnam, Schlussbericht des Forschungsprojekts am Institut IWAR der Technischen Universität, Darmstadt

-
- De la Rubia, M. A., Romero, L. I., Sales, D., Perez, M. (2005)** Temperature Conversion (Mesophilic to Thermophilic) of Municipal Sludge Digestion. In: AIChE Journal 51, Volume 9, page 2581-2586, New York
- Dean, J. A. (1999)** Lange's Handbook of Chemistry, Twelfth Edition, McGraw-Hill Book Company, New York, St. Louis, San Francisco, Auckland, Bogotá, Düsseldorf, Johannesburg, London, Madrid, Mexico, Montreal, New Delhi, Panama, Paris, Sao Paulo, Singapore, Sydney, Tokyo, Toronto
- DepV (2012)** Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung) vom 27.04.2009, zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 28 des Gesetzes vom 24. Februar 2012
- DIN 38409-H41 (1980)** Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l, DEV-H41, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag, Berlin
- DIN 38414-S22 (2000)** Bestimmung des Gefriertrockenrückstandes und Herstellung der Gefriertrockenmasse eines Schlammes, DEV-S22, Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag Berlin
- DIN 38414-S9 (1986)** Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB), DEV-S9, Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag Berlin
- DIN 4045 (2003)** Abwassertechnik – Grundbegriffe, Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag Berlin
- DIN 51721 (2001)** Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Gehaltes an Kohlenstoff und Wasserstoff - Verfahren nach Radmacher-Hoverath, Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag Berlin
- DIN 51722 (1990)** Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Stickstoffgehaltes, Halbmikro-Kjeldahl-Verfahren, Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag Berlin
- DIN 51724 (2012)** Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Schwefelgehaltes - Teil 1: Gesamtschwefel, Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag Berlin
- DIN EN 12879-S3a (2001)** Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse, DEV-S3a, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag Berlin
- DIN EN 12880-S2a (2001)** Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts, DEV-S2a, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag Berlin
- DIN EN 13137 (2001)** Charakterisierung von Abfall - Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) in Abfall, Schlämmen und Sedimenten, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag, Berlin
- DIN EN 13346-S7a (2001)** Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung von Spurenelementen und Phosphor - Extraktionsverfahren mit Königswasser, DEV-S7a, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag Berlin

-
- DIN EN 14701-1 (2006)** Charakterisierung von Schlämmen – Filtrationseigenschaften - Teil 1: Bestimmung der kapillaren Fließzeit, Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag Berlin
- DIN EN 1484-H3 (1997)** Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), DEV-H3, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag Berlin
- DIN EN ISO 11885-E22 (2009)** Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES), DEV-E22, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag, Berlin
- DIN ISO 15705-H45 (2003)** Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (ST-CSB) - Küvettentest, DEV-H45, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Beuth Verlag Berlin
- DüMV (2012)** Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung) vom 05.12.2012
- DüV (2012)** Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 10.01.2006, zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012
- DWA (2000a)** Maschinelle Schlammmentwässerung, Merkblatt ATV-DVWK-M 366, ATV-DVWK-Fachausschuss AK-2, ISBN 3-933707-60-9, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Oktober 2000, Hennef
- DWA (2000b)** Rückbelastung aus der Schlammbehandlung - Menge und Beschaffenheit der Rückläufe, Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.3 „Rückbelastung aus der Schlammbehandlung“ im ATV-DVWK-Fachausschuss AK-1 „Allgemeine Fragen“, KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 8/2000, Hennef
- DWA (2000c)** Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131, ATV-DVWK-Fachausschüssen KA 5 und KA 6, ISBN 3-933707-41-2, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Mai 2000, Hennef
- DWA (2003a)** Messung des Durchflusses von Biogas aus der anaeroben Stabilisierung von Klärschlamm, Merkblatt ATV-DVWK-M 264, ISBN 3-924063-78-8, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., September 2003, Hennef
- DWA (2003b)** Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, Merkblatt ATV-DVWK-M 368, ISBN 3-924063-52-4, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., April 2003, Hennef
- DWA (2004a)** Rückbelastung aus der Schlammbehandlung – Verfahren zur Schlammwasserbehandlung, Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.3 (Rückbelastung aus der Schlammbehandlung), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Februar 2004, Hennef
- DWA (2004b)** Klärschlammanfall und Bemessungsansätze: Neue erweiterte „Schlammliste“, Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-2.1 „Stabilisation“ im ATV-DVWK-Fachausschuss AK-2 „Stabilisation, Entseuchung, Konditionierung, Eindickung und Entwässerung von Schlämmen“, KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 12/2004, Hennef

-
- DWA (2005)** Zur Zulässigkeit der Mitbehandlung organischer Stoffe in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen - Co-Vergärung, DWA-Arbeitsbericht, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Juli 2005, Hennef
- DWA (2006)** Einsatz von Brennstoffzellen auf Kläranlagen, Merkblatt DWA-M 299, ISBN-13: 978-3-939057-25-3, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Juni 2006, Hennef
- DWA (2007)** Eindickung von Klärschlamm, Merkblatt DWA-M 381, ISBN 978-3-939057-86-4, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Oktober 2008, Hennef
- DWA (2008)** Kennwerte der Klärschlammmentwässerung, Merkblatt DWA-M 383, ISBN 978-3-941089-29-7, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Oktober 2008, Hennef
- DWA (2009)** Co-Vergärung in kommunalen Klärschlammfaulbehältern, Abfallvergärungsanlagen und landwirtschaftlichen Biogasanlagen, Merkblatt DWA-M 380, ISBN 978-3-941089-63-1, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Juni 2009, Hennef
- DWA (2010a)** Aufbereitung von Biogas, Merkblatt DWA-M 361, ISBN 978-3-941897-56-4, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., November 2010, Hennef
- DWA (2010b)** Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen, Merkblatt DWA-M 363, ISBN 978-3-941897-52-6, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., November 2010, Hennef
- DWA (2012)** Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), 8. Überarbeitete Auflage, ISBN 978-3-941897-55-7, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Juli 2012, Hennef
- EEG (2012)** Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz), Ausfertigungsdatum: 25.10.2008, zuletzt geändert durch Artikel 5 des Gesetzes vom 20. Dezember 2012
- EG 1069 (2009)** Verordnung (EG) Nr. 1069/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates mit Hygienevorschriften für nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte tierische Nebenprodukte und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1774/2002 (Verordnung (EG) Nr. 1774/2002 des Europäischen Parlaments und des Rates mit Hygienevorschriften für nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte tierische Nebenprodukte vom 3. Oktober 2002) vom 21. Oktober 2009
- EPA (1979)** Process Design for sludge treatment and disposal, chapter 6: stabilization, U.S. Environmental Protection Agency, Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, Technology Transfer, North Carolina, Durham
- EU 27 (2012)** Richtlinie 2012/27/EU des Europäischen Parlaments und des Rates zur Energieeffizienz, zur Änderung der Richtlinien 2009/125/EG und 2010/30/EU und zur Aufhebung der Richtlinien 2004/8/EG und 2006/32/EG vom 25. Oktober 2012
- Fair, G. M., Moore, E. W. (1937)** Digestion temperatur range, Sew. Works Jl. 1937, zitiert in Roediger et al. (1990)
- FNR (2010)** Leitfaden Biogas - Von der Gewinnung zur Nutzung, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Förderkennzeichen : 22005108, 5. vollständig überarbeitete Auflage, Gülzow-Prüzen

-
- Gerber, M. (2009)** Ganzheitliche stoffliche und energetische Modellierung des Biogasbildungsprozesses, Dissertation an der Fakultät für Maschinenbau der Ruhr-Universität Bochum, 2009, Bochum
- Gujer, W. (2007)** Siedlungswasserwirtschaft, ISBN 978-3-540-34330-1, 3. Auflage, Springer-Verlag, Heidelberg
- Hartwig, C., Rosenwinkel, K., Hinken, L. (2011):** Energieautarker Kläranlagenbetrieb durch eine integrierte Industrie- und Kommunalabwasserbehandlung am Beispiel der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück, in: 44. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Band 223, Aachen
- Heinzmann, B., Engel, G. (2005)** Stand der Phosphorrückgewinnung bei Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination der Berliner Wasserbetriebe, 75. Darmstädter Seminar, Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm (Konzepte, Verfahren, Entwicklungen) Schriftenreihe WAR 167, Verein zur Förderung des Instituts WAR, Darmstadt
- Henze, M., Harreoes, P., La Cour Jansen, J., Arvin, E. (2002)** Wastewater Treatment - Biological and Chemical Process, Third Edition, ISBN 3-540-42228-5, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Hill, D. T., Barth, C. L. (1977)** A dynamic model for simulation of animal waste digestion, Journal of Water Pollution Control Federation, Volume 10, page 2129-2143, Water Environment Federation, Alexandria
- HMUELV (2008)** Optimierung der biologischen Abfallbehandlung in Hessen, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, i. A. des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Wiesbaden
- HMUELV (2009)** Co-Vergärung organischer Materialien in Faulbehältern von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen, Arbeitshilfe des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 10. September 2009, Wiesbaden
- Imhoff, K., Imhoff, K. R. (2007)** Taschenbuch der Stadtentwässerung, 30. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag, München
- Jenkins, S. H. (1939)** Behandlung und Beseitigung von Abwasserschläm, Fortschritte in den Verfahren, Sewage Purification 1939, zitiert in Roediger et al. (1990)
- Kapp, H. (1984)** Schlammfaulung mit hohem Feststoffgehalt, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 86, Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e. V. Stuttgart, Oldenbourg Verlag, München
- Kapp, H. (1985)** Anaerob-Mesophile und Anaerob-Thermophile Schlammbehandlung bei hohen Feststoffgehalten, Bochumer Workshop – Neue Lösungsansätze zur Schlammbehandlung, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 7, Verein zur Förderung des Lehrstuhls für Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum
- Kapp, H. (2000)** Verfahren der Schlammfaulung und Bemessung, Müll-Handbuch, Kennzahl 3070, Lieferung 8/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Knobel, A., Lewis, A. (2002)** A Mathematical Model of a High Sulphate Wastewater Anaerobic Treatment System, Water Research, Volume 36, page 257-265, Elsevier Verlag, London

-
- Kopp, J. B. (2001)** Wasseranteile in Klärschlammuspensionen - Messmethode und Praxisrelevanz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Heft 66, ISSN 0934-9731 Technische Universität Braunschweig, Herausgeber: Gesellschaft zur Förderung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e. V., Braunschweig
- Kroiss, H. (1986)** Anaerobe Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen, Wasser – Abwasser - Gewässer, Band 62, Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau, Technische Universität, Wien
- KrW-/AbfG (2001)** Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz) vom 27. September 1994, zuletzt geändert am 29. Oktober 2001
- KTBL (1996)** Energieversorgung und Landwirtschaft, KTBL-Arbeitspapier 235, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Landwirtschaftsverlag Münster
- KTBL (1998)** Kofermentation, Arbeitspapier 249, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL-Verlag, Darmstadt
- KTBL (2004)** Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Landwirtschaftsverlag Münster
- KTBL (2005)** Gasausbeuten in landwirtschaftlichen Biogasanlagen, KTBL-Arbeitsgruppe Biogaserträge, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL-Verlag, Darmstadt
- KTBL (2009)** Faustzahlen Biogas, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt
- Kübler, H., Nimmrichter, R., Scherer, P. (2009)** Optimierung einer Vergärungsanlage für organische Abfälle durch Zugabe von Kobalt, in: Chemie Ingenieur Technik 81 (2009), Nr. 4, DOI 10.1002/cite.200800128, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim
- Kuhn, E. (1995)** Kofermentation, Arbeitspapier 219, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Landwirtschaftsverlag Münster
- Lemos Chernicharo, C. A. de (2007)** Anaerobic Reactors, Biological Wastewater Treatment Series, Volume 4, IWA Publishing, London/New York
- Loll, U. (1981)** Dimensionierungs- und Betriebswerte von Abwasser-Schlamm-Faulanlagen in der Bundesrepublik Deutschland, Dokumentation der Oswald-Schulze-Stiftung, Gladbeck, in Schmelz (2002)
- Malý, J., Fadrus, H. (1971)** Influence of temperature on anaerobic digestion, Journal - Water Pollution Control Federation, Volume 43 April 1971, Alexandria
- McCarty, P. (1964)** Anaerobic waste treatment fundamentals – Part 1- 4 (Chemistry and Microbiology, Environmental Requirements and Control, Toxic Materials and their Control, Process Design), Public Works, Volume 95
- Meisgeier, N. (2007)** Verkürzung der Einfahrphase bei der anaeroben Behandlung von Fäkalien, organischen Abfällen und Reststoffen, Schriftenreihe des Lehrstuhls Abfallwirtschaft und des Lehrstuhls Siedlungswasserwirtschaft, 8. Jahrgang 2007, Band 19, ISSN 1862-1406, Bauhaus-Universität Weimar
- Metcalf & Eddy (2004)** Wastewater Engineering - Treatment and Reuse, 4. Auflage, McGraw-Hill, New York

- Mitsdörffer, R. (1991)** Charakteristika der zweistufigen thermophilen/mesophilen Schlamm-
faulung unter Berücksichtigung kinetischer Ansätze, Berichte aus Wassergüte- und
Abfallwirtschaft, Band 109, Technische Universität München
- Moletta, R., Verrier, D., Albagnac, G. (1986)** Dynamic Modelling of Anaerobic Digestion,
Water Research, Volume 20, page 427-434, Elsevier Verlag, London
- Mosey, F. E. (1983)** Mathematical Modelling of the Anaerobic Digestion Process:
Regulatory Mechanisms for the Formation of Short-Chain Volatile Acids from
Glucose, Water Science and Technology, Volume 15, page 209-232, Elsevier Verlag,
London
- Mudrack, K.; Kunst, S. (2003)** Biologie der Abwasserreinigung, 5. Auflage, ISBN 3-8274-
1427-X, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin
- MUNLV (2001)** Anforderungen an die Co-Fermentation von biogenen Abfällen in Faulbe-
hältern von Kläranlagen, Merkblatt des Ministerium für Umwelt und Naturschutz,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, ISBN 3-
9807642-3-0, Dezember 2001, Düsseldorf
- NachwV (2012)** Verordnung über die Nachweisführung bei der Entsorgung von Abfällen
(Nachweisverordnung) vom 20.10.2006, zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 27
des Gesetzes vom 24. Februar 2012
- Niehoff, H.-H. (2010)** Expertise zu Möglichkeiten der Co-Vergärung von organischen Fetten
in den Faulbehältern auf dem Zentralklärwert Darmstadt (ZKW) und dem Klärwerk
Darmstadt-Eberstadt (KWS), Bericht der PROTECHNIC Engineering GmbH, März
2010, Hanau (nicht öffentlich zugänglich)
- Parkin, G. F., Owen, W. F. (1986)** Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater
sludges, Journal of Environmental Engineering, Volume 112, No. 5, American
Society of Civil Engineers (ASCE), Reston
- Peche, R., Tronecker, D., Rommel, D. (2006)** Klimaschutz durch effiziente Energienutzung
- Einsatzmöglichkeiten der Mikrogasturbine in Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen,
Ergebnisbericht der Fachhochschule Augsburg und des Beyerischen Instituts für
angewandte Umweltforschung und -technik GmbH, Herausgeber: Bayerischen
Landesamt für Umwelt, Augsburg
- Pfeiffer, W. (1990)** Verfahrensvarianten der biologischen Stabilisierung und Entseuchung
von Klärschlamm – Leistungsvergleich, Berichte aus Wassergütwirtschaft und
Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, Band 87, München
- Pöpel, F. (1967)** Sludge Digestion and Disposal, TU Stuttgart, 3. Auflage, zitiert in Roediger
et al. (1990)
- Pöpel, H. J., Wagner, M., Seiler, K. (1998)** Entwicklung einer Verfahrenskombination zur
Behandlung von Fäkalien aus abflußlosen Sammelgruben, Trockenabortanlage und
Kleinkläranlagen in zentralen Anlagen, Forschungsbericht des Instituts WAR der
Technischen Universität Darmstadt, Dezember 1998, Darmstadt
- Popoff, L. (1975)** Über die Sumpfgasgärung, Archiv für die gesamte Physiologie des
Menschen und der Tiere von Pflüger, Band 10, zitiert in Roediger et al. (1990)
- Rao, M. S., Singh, S. P. (2004)** Bioenergy Conversion Studies of Organic Fraction of MSW:
Kinetic Studies and Gas Yield-Organic Loading Relationships for Process
Optimisation, Bioresource Technology, Volume 95, No. 2, page 173-185, Elsevier
Verlag, London

-
- Reipa, A. (2003)** Kostenreduzierung für Kommunen und Verbände durch effiziente Erzeugung und Verwertung von Faulgas als Primärenergie sowie Reduzierung der Faulschlammmenge Teilprojekt: Co-Vergärung, Schlussbericht zum Forschungsvorhaben, Emschergenossenschaft/Lippeverband Emscher Gesellschaft für Wassertechnik mbH, Juli 2003, Essen
- Reißig (2010)** Co-Vergärung organischer Materialien in Faulbehältern, Arbeitshilfe des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUEL), Regierungspräsidium Gießen
- Roediger, H.; Roediger, M.; Kapp, H. (1990)** Anaerobe alkalische Schlammfaulung. 4. Auflage, ISBN 3-486-26103-7, R. Oldenbourg Verlag GmbH, München
- Roos, H.-J. (2008)** Perspektiven der Co-Vergärung auf Kläranlagen, gwf-Wasser/Abwasser 149/2008, Heft 4, Oldenbourg Industrieverlag, München
- Rossol, D., Schmelz, K.-G., Meyer, H. (2005)** Schlammfaulung bei erhöhten Temperaturen, KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 10/2005, Hennef
- Rühl, C., Appleby, P., Fennema, J., Naumov, A., Schaffer, M. (2012)** Economic Development and the Demand for Energy: A Historical Perspective on the Next 20 Years, BP plc. London & Heriot-Watt University, Edinburgh
- Scheer, H. und Urban, I. (2010)** Co-Vergärung in Faulbehältern von Kläranlagen, Emscher Gesellschaft für Wassertechnik mbH, Essen, Lehrertag des DWA-Landesverbandes Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland, 26.-27.01.2010, Wiesbaden-Naurod
- Schenk, C. (2011)** Energetische Optimierung der Klärschlammfaulung durch eine Bilanzierung auf Basis der organischen Substanz, Master-Thesis im Fachgebiet Abwassertechnik des Instituts IWAR, Technische Universität Darmstadt, Darmstadt
- Schieder, D., Gronauer, A., Lebuhn, M., Bayer, K., Beck, J., Hiepp, G., Binder, S. (2010)** Prozessmodell Biogas, Biogas Forum Bayern Nr. III – 3/2010, Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und landwirtschaftliches Bauwesen in Bayern e.V., Freising
- Schierholt (1999)** in Schmelz (2002) Co-Vergärung auf kommunalen Kläranlagen, Müll-Handbuch, Kennzahl 3059, Lieferung 9/2002, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Schmack, C. (1999)** CSB und TOC als Hilfsmittel zur Voraussage der Biogasausbeute verschiedener Co-Substrate, in: Biogas - Menge und Qualität: Berechnung, Messmethoden, Optimierung, Landtechnik-Bericht, Band 32, Landtechnik Weihenstephan in Bayern e. V., Freising
- Schmelz, K.-G. (1998)** in Schmelz (2002) Co-Vergärung auf kommunalen Kläranlagen, Müll-Handbuch, Kennzahl 3059, Lieferung 9/2002, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Schmelz, K.-G. (2000)** Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen, Dissertation Weimar 1999, Manuskripte zur Abfallwirtschaft, ISBN 3-930894-23-8, Rhombos-Verlag, Berlin
- Schmelz, K.-G. (2002)** Co-Vergärung auf kommunalen Kläranlagen, Müll-Handbuch, Kennzahl 3059, Lieferung 9/2002, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Schmelz, K.-G. (2007)** Co-Vergärung aus Sicht eines Kläranlagenbetreibers, Vortrag während des BMU Fachgesprächs, 29.01.2007
- Sedlmeier, J. (2000)** Futterrüben als Kraftwerk. Aus: Landwirtschaftsblatt Weser-Ems Nr. 11 vom 17.03.2000, in BayLfU (2007)
- Seiler, K.. (2004)** Planung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum anhand von räumlichen Einflussfaktoren, Dissertation am Fachbereich 13 der Technischen Universität Darmstadt, Schriftenreihe WAR 154, Darmstadt

- Sonntag, D. (1990)** Important New Values of Physical Constants of 1986, Vapour Pressure Formulations bases on the ITS-90 and Psychrometer Formulae, Z. Meteorol. 70 (1990) 5, page 340-344, in Alduchov & Eskridge (1996)
- Spering, V. (2010)** Entwicklung von Modellen und Methoden zur Abbildung gekoppelter Abwasserreinigungsprozesse – Plant Wide Modelling, Dissertation am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover (ISAH), Heft 146, Hannover
- Spies, P. (1986)** Zur Interpretation von CSB-, TOC-Abbau und Faulgasentwicklung, gwf-Wasser/Abwasser 127/1986, Heft 5, Oldenbourg Industrieverlag, München
- Staszewska, J. (2012)** Modellierung der Stoff- und Energie-ströme innerhalb der Schlammbehandlung eines Semizentralen Ver- und Entsorgungszentrums, Studienarbeit am Fachgebiet Abwassertechnik des Instituts IWAR der Technischen Universität Darmstadt, Juni 2012, Darmstadt
- Steinle, E. (1987)** Untersuchungen zur Energiebilanz konventioneller beheizter Faulbehälter. Konsequenzen für die Bemessung von Faulgasspeichern sowie Faulraumheizungen, Institut für Wasserwesen - Mitteilungen, Band 22/1987, Hochschule der Bundeswehr München, Neubiberg
- Svardal, K. (1991)** Anaerobe Abwasserreinigung – Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter, Wiener Mitteilungen, Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 95, Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau, Technische Universität Wien, Wien
- Urban, I., Scheer, H. (2011)** Co-Vergärung in kommunalen Faulbehältern, KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 1/20011, S. 56-62, Hennef
- Van Hulle, S. W. H., Vandeweyer, H. J. P., Meesschaert, B. D., Vanrolleghem, P. A., Dejans, P., Dumoulin, A. (2010)** Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams, Chemical Engineering Journal, Volume 162, page 1-20, Elsevier Verlag, London
- Van Lier, J. B., Rebac, S., Lettinga, G. (1997)** High-rate anaerobic wastewater treatment under psychrophilic and thermophilic conditions, Water Science and Technology, Volume 35, Issue 10, S. 199-206, London
- Vavilin, V. A., Vasiliev, V. B., Ponomarev, A. V., Rytow, S. V. (1994)** Simulation Model 'Methane' as a Tool for Efficient Biogas Production during Anaerobic Conversion of Complex Organic Matter, Bioresource Technology, Volume 48, page 1-8, Elsevier Verlag, London
- VDI (2006)** Vergärung organischer Stoffe - Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche, Verein Deutscher Ingenieure VDI-Richtlinie 4630, VDI-Verlag, Düsseldorf
- WEF/ASCE (2009)** Design of municipal wastewater treatment plants, Volume 3: Solids Processing and Management, WEF Manual of Practice No. 8/ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 76, 5. Auflage, WEF Press, Water Environment Federation (Alexandria/Virginia), American Society of Civil Engineers/Environmental and Water Resources Institute (Reston/Virginia), McGraw-Hill, Reston
- Wendler et al. (2000)** zitiert in Schmelz (2002)
- WHG (2012)** Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz) Ausfertigungsdatum: 31.07.2009, zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 9 des Gesetzes vom 24. Februar 2012

-
- Willis, J., Schafer, P. (2006)** Advances in Thermophilic Anaerobic Digestion, Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2006, Session 61-70, S. 5378-5392, Dallas
- Zauner, E., Küntzel, U. (1986)** Methane production from ensiled plant material, Biomass, Volume 10, Issue 3, S. 207-223, Elsevier Verlag, London
- Zeig, C., Schaum, C., Lensch, D., Cornel, P. (2011)** Potentiale und Grenzen der Co-Vergärung in Faulungsanlagen, Schriftenreihe IWAR 216, Biobasierte Produkte und Energie aus Biomasse, 87. Darmstädter Seminar Abfalltechnik am 08.12.2011, Darmstadt
- Zeig, C., Kopf, U., Schaum, C., Cornel, P., Bauer, K.-H. (2012a)** Ermittlung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) von Klärschlamm und Co-Substrat: Von der Probenvorbehandlung zur Analyse, Vom Wasser Das Journal, Heft 1/12, Wiley-VCH, Weinheim
- Zeig, C., Schaum, C., Lensch, D., Cornel, P. (2012b)** Development of Process Parameters for a Combined Digestion of Sewage Sludge and Co-Substrates, IWA – World Congress on Water, Climate and Energy (IWA-WCE), 13 - 18 May 2012, Dublin
- Zoetemeyer, R.J., Arnoldy, P., cohen, A., Boelhouwer, C. (1982)** Influence of temperature on the anaerobic acidification of glucose in a mixed culture forming part of a two-stage digestion process, Water Research Volume 16, Issue 3, S. 313-321, London

9 Anhang

9.1 Modelle zur Beschreibung von Biogasbildungsprozessen

Modellzusammenstellung für stationäre, dynamische und diskontinuierliche Prozesse in durchmischten Fermentern, vgl. Gerber (2009):

Quelle	Wachstumsrate (A - Andrews, CH - Chen & Hashimoto, FO - first-order, H - Haldane, M - Monod)	Substrat	Prozessart (dyn - dynamisch, stat - stationär)	Ausgangssubstrat	Biogas	Inhibitor	Umsatz Substrat / Produkt	Umsatz Substrat / Biomasse	Umsatz Substrat / Energie	Sterberate	Disintegration	Hydrolyse	Prozessstufen	Bakteriengruppen	Temperatur	pH / Ionenungleichgewicht	Phasengleichgewicht
[AEA 99]	FO, M, A, H	organ. Abfall	dyn	CH, XL, XP	CH ₄ , CO ₂ , H ₂ S	HAC, LCFA, NH ₃	x x - x x x	x x - x x x	10	8	x x x						
[AnGr 71]	A	Klärschlamm	stat, dyn	AC	CH ₄ , CO ₂	AC	x x - - - -	x x - - - -	1	1	x x x						
[BaSa 91]	A	Schwein	dyn	BVS	CH ₄	VFA	x x - x - -	x x - x - -	2	2	- - -						
[BCB 06]	M	Haushaltsabfall	Batch	CH, XL, XP	CH ₄ , CO ₂	-	x - - - - -	x - - - - -	5	2	- - -						
[BKA 02]	FO, M gehemmt	divers	stat, dyn	MS, AA, AC, PR, BU, VA, LCFA, CH, XL, XP,	CH ₄ , CO ₂ , H ₂ , H ₂ O	H ₂ , NH ₃ , VOA	x x - x x x	x x - x x x	19	7	x x x						
[Bry 85]	FO, M	divers	Batch, dyn, stat	COD, CH, VOA, TOC	CH ₄ , CO ₂ , H ₂	-	x x - x - x	x x - x - x	6	3	- x x						
[CDB 99]	FO	Gemüseabfälle	Batch	COD	CH ₄	-	x - - - - x	x - - - - x	1	1	- - -						
[CGL 91]	M gehemmt, komp.,	Glukose	dyn	lösliche Glukose	CH ₄ , CO ₂ , H ₂ , H ₂ O	H ₂ /NDAH, VOA	x x x x - -	x x x x - -	15	6	- x x						
[ChHa 78]	CH	divers	stat	COD oder VS	CH ₄	-	x x - - - -	x x - - - -	1	1	- - -						
[COD 77]	A, FO Lag- Term	Nährmedium	dyn	HS (HAC, HPR oder HBU)	CH ₄ , CO ₂	HS (HAC, HPR or	x x - x - -	x x - x - -	1	1	- x x						
[DGS 99]	FO	Rindergülle	Batch	COD, VFA	CH ₄	-	x x x - - x	x x x - - x	6	2	- - -						
[DMD 88]	M	Molasse Abwasser	dyn	COD	CH ₄ , CO ₂ , H ₂	H ₂	x x - x - -	x x - x - -	5	5	- - -						
[HiBa 77]	A	Tierabfall	stat, dyn	VM, SO, AC	CH ₄ , CO ₂ , NH ₃	AC, NH ₃	x x - x - x	x x - x - x	3	2	x x x						
[KnLe 02]	FO, M, M gehemmt	Abwasser	Batch, dyn, stat	CH, XL, XP	CH ₄ , CO ₂ , H ₂ , H ₂ S	H ₂ , undiss. VFA, H ₂ S	x x - x - x	x x - x - x	17	12	- x x						
[Mos 83]	M	Glukose	stat, dyn	Glukose	CH ₄ , CO ₂	NADH	x x x x - -	x x x x - -	7	4	- x -						
[MVA 86]	A	divers	Batch	Glukose Äquivalent	CH ₄	VFA	x x x x - -	x x x x - -	2	2	- x -						
[RaSi 04]	FO	Haushaltsabfall	Batch	BVS	gas production	-	x - - - - x ^a	x - - - - x ^a	1	-	- - -						
[ShSo 95]	FO	divers	Batch	COD	CH ₄	-	x - - - - x	x - - - - x	2	2	- - -						
[SIN 79]	M, A	Algen	semi-kont.	BVS	CH ₄	HPR, HBU	x x - x - -	x x - x - -	2	2	x - -						
[SMG 96]	M	Tierabfall	dyn	SO	spez. Prod.rate	-	x x x x - x	x x x x - x	3	2	- - -						
[SVGH 02]	FO, M gehemmt	Klärschlamm	dyn	COD	CH ₄ , CO ₂ , H ₂	NH ₃ , HAC, H ₂	x x - x - x	x x - x - x	7	6	x x x						
[VVPR 94]	FO, Moser or M ^a	Abwasser	Batch	CH, XL, XP, andere	CH ₄ , CO ₂ , H ₂ S, H ₂	H ₂ , NH ₃ , H ₂ S, HPR	x x - x x x	x x - x x x	13	7	x x -						

Verweise der in Gerber (2009) angegebenen Quellen:

AEA 99	Angelidaki et al. (1999)	HiBa 77	Hill & Barth (1977)
AnGr 71	Andrews & Graef (1971)	KnLe 02	Knobel & Lewis (2002)
BaSa 91	Bala & Satter (1991)	Mos 83	Mosey (1983)
BCB 06	Biswas et al. (2006)	MVA 86	Moletta et al. (1986)
BKA 02	Batstone et al. (2002)	RaSi 04	Rao & Singh (2004)
CDB 99	Converti et al. (1999)	VVPR 94	Vavilin et al. (1994)
ChHa 78	Chen & Hashimoto (1978)		

9.2 Einzelaufstellung ausgewählter Energieträger

Energieträger	Formel	Gasausbeute [m ³ /kg oTR]	Methan [Vol.-%]	Energieausbeute [kWh/kg oTR]	CSB/oTR [kg/kg]
Oxalsäure	C ₂ H ₂ O ₄	0,50	13	0,6	0,2
Ameisensäure	CH ₂ O ₂	0,49	25	1,2	0,3
Harnstoff	CH ₄ ON ₂	0,37	0	1,9	0,5
Weinsäure	C ₄ H ₆ O ₆	0,60	31	1,9	0,5
Citronensäure	C ₆ H ₈ O ₇	0,70	38	2,6	0,8
Glutaminsäure	C ₅ H ₉ O ₄ N	0,76	45	3,4	1,0
Glucose	C ₆ H ₁₂ O ₆	0,75	50	3,7	1,1
Milchsäure	C ₃ H ₆ O ₃	0,75	50	3,7	1,1
Essigsäure	C ₂ H ₄ O ₂	0,75	50	3,7	1,1
Alanin	C ₃ H ₇ O ₂ N	0,75	50	3,8	1,1
Cellulose	C ₆ H ₁₀ O ₅	0,83	50	4,1	1,2
Glycerin	C ₃ H ₈ O ₃	0,73	58	4,3	1,2
Protein ^{1),2)}	C ₁₆ H ₃₀ O ₈ N ₄	0,88	52	4,5	1,3
Propionsäure	C ₃ H ₆ O ₂	0,91	58	5,3	1,5
Buttersäure	C ₄ H ₈ O ₂	1,02	63	6,4	1,8
Leucin	C ₆ H ₁₃ O ₂ N	1,03	63	6,4	1,8
Benzoessäure	C ₇ H ₆ O ₂	1,28	54	6,9	2,0
Valeriansäure	C ₅ H ₁₀ O ₂	1,10	65	7,1	2,0
Ethanol	C ₂ H ₆ O	0,97	75	7,3	2,1
Capronsäure	C ₆ H ₁₂ O ₂	1,16	67	7,7	2,2
Linolensäure	C ₁₈ H ₃₂ O ₂	1,45	68	9,9	2,8
Palmitinsäure	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	1,40	72	10,0	2,9
Ölsäure	C ₁₈ H ₃₄ O ₂	1,43	71	10,1	2,9
Stearinsäure	C ₁₈ H ₃₆ O ₂	1,42	72	10,2	2,9
Tristearin	C ₅₇ H ₁₁₀ O ₆	1,43	71	10,2	2,9
Ethan	C ₂ H ₆ O	1,49	88	13,1	3,7

9.3 Aufstellung gängiger Co-Substrate

Organische Zusammensetzung und Abbauverhalten von Co-Substraten:

Substrate	TR [%]	GV [g/100 g TR]	η_{oTR}^* [%]	Methanausbeute [NL/kg oTR _{zu}]
Altbrod	65-90 ^{1,2,6}	96-98 ^{1,2,6}	k. A.	400-750 ^{1,2,6}
Apfelschlempe	2-3,7 ^{1,2,6}	94-95 ^{1,2,6}	k. A.	330 ^{1,2,6}
Apfeltrester	16-25 ^{1,6,10}	86-97 ^{1,6}	k. A.	250-300 ^{1,10}
Biertreber	15-24 ^{1,2,3,6}	66-96 ^{1,2,3,6}	48-71 ^{2,4}	300-700 ^{1,2,3,5,6}
Bioabfall	21-75 ^{1,2,3}	30-82 ^{1,2,3}	50-70 ⁴	200-600 ^{1,2,3,5}
Blutmehl	90 ^{1,6}	80 ^{1,6}	k. A.	450-520 ¹
Fettabscheiderinhalte	2-70 ^{1,2,3,6,12}	25-98 ^{1,2,3,6}	64-95 ⁴	420-1.000 ^{1,2,3,5,6,12}
Flotatschlamm	5-43 ^{1,3,6}	83-98 ^{1,3,6}	k. A.	600-840 ^{1,3,6}
Futtermüllsilage + Blatt	12-15 ¹	80 ¹	k. A.	300-350 ¹
Gemüseabfälle	5-20 ^{2,6}	76-90 ^{2,6}	k. A.	400 ^{2,5,6}
Getreideschlempe	4-8 ^{1,14}	95 ¹	k. A.	314-380 ^{1,14}
Getreidestroh	85-90 ¹	85-89 ¹	k. A.	200 ¹
Grünschnitt	11,7 ¹	87-93 ¹	k. A.	300-400 ¹
Heilkräuter	53 ¹	55 ¹	k. A.	160-200 ¹
Heu	86-93 ¹	83-93 ¹	k. A.	250-300 ¹
Hopfentreber	27-32,5 ²	90 ²	k. A.	500-550 ²
Hühnerkot (fest)	32 ¹	70-80 ¹	k. A.	200-300 ¹
Kartoffelkraut	25 ¹	79 ¹	k. A.	300-350 ¹
Kartoffeln	19-21 ^{1,9}	94 ¹	k. A.	364-380 ^{1,9}
Kartoffelpülpe	19 ⁹	k. A.	50-70 ⁴	k. A.
Kartoffelschlempe	6-15 ^{1,2,6}	87-90 ^{1,2,6}	31-46 ⁴	240-550 ^{1,2,5,6}
Kartoffelstärke	29 ³	63 ³	k. A.	425-580 ³
Kirschsirup	74 ³	98 ³	k. A.	280-490 ³
Klee	20 ¹	80 ¹	k. A.	200-350 ¹
Laub	85 ¹	82 ¹	k. A.	200-400 ¹
Lebensmittel (entpackt)	22 ³	98-90 ³	k. A.	375-450 ³
Leinschrot	82 ³	93 ³	k. A.	435-550 ³
Mageninhalt (Schwein)	12-15 ^{1,6}	80-87 ^{1,6}	k. A.	200-300 ^{1,6}
Mähgut (Segge)	22-37 ¹	93-96 ¹	k. A.	250-400 ¹
Maissilage (Teigreife)	25-37 ^{1,11}	95 ¹	k. A.	250-350 ^{1,11}
Marktabfälle	5-20 ¹	76-90 ¹	20-74 ⁴	300-400 ¹
Melasse	80 ¹	95 ¹	38-56 ⁴	350-400 ^{1,5}
Molke	4,3-6,5 ^{1,6}	80-92 ^{1,6}	65-91 ⁴	350-600 ^{1,6}
Obsttrester	22-50 ^{1,2,6}	30-98 ^{1,2,6}	64-90 ⁴	270-440 ^{1,2,5,6}

Substrate	TR [%]	GV [g/100 g TR]	η_{oTR}^* [%]	Methanausbeute [NL/kg oTR _{zu}]
Ölsaatenrückstände	92 ¹	97 ¹	k. A.	450-550 ¹
Panseninhalt (unbeh.)	11-19 ^{1,6,13}	80-88 ^{1,6}	k. A.	200-400 ^{1,6,13}
Pflanzenöl	8 ³	96 ³	k. A.	510-590 ³
Rindergülle	6-13 ^{1,7}	68-85 ¹	k. A.	150-200 ^{1,7}
Rindermist	12-26 ^{1,8}	65-85 ¹	k. A.	200-260 ^{1,8}
Rübenblatt	11-16 ^{1,10}	95 ¹	k. A.	286-400 ^{1,10}
Schafmist (frisch)	25-30 ¹	80 ¹	k. A.	200-300 ¹
Schweinegülle	2,3-11 ^{1,7}	60-85 ¹	k. A.	250-302 ^{1,7}
Silage (Gras)	26-82 ^{1,10}	67-98 ¹	k. A.	250-325 ^{1,10}
Speiseabfälle	9-37 ^{1,2,10}	74-98 ^{1,2}	33-93 ⁴	400-700 ^{1,2,5}
Tierkörpermehl	8-25 ⁶	90 ⁶	k. A.	500-800 ^{1,6}

* k. A.: keine Angaben

¹ KTBL (1998) und KTBL (2005) in DWA (2009)

² Kuhn in MUNLV (2001)

³ Billmaier/Schmelz in MUNLV (2001)

⁴ MUNLV (2001)

⁵ KTBL (1998) in MUNLV (2001)

⁶ Kuhn, Weiland, KTBL in HMUELV (2008)

⁷ Baserga (2000), Behmel & Meyer-Pitroff (1996), KTBL (2004) Kuhn (1995), Sedlmeier (2000), Zauner & Küntzel (1986) in BayLfU (2007)

⁸ Amon et al. (2003), Baserga (2000), KTBL (2004) Kuhn (1995), Zauner & Küntzel (1986) in BayLfU (2007)

⁹ KTBL (2004) in BayLfU (2007)

¹⁰ Baserga (2000), KTBL (2004) in BayLfU (2007)

¹¹ Amon et al. (2003), KTBL (1996), KTBL (2004), Sedlmeier (2000), Zauner & Küntzel (1986) in BayLfU (2007)

¹² Baserga (2000), Behmel & Meyer-Pitroff (1996), KTBL (2004), Kuhn (1995), Zauner & Küntzel (1986) in BayLfU (2007)

¹³ Arge (1993), Baserga (2000), KTBL (2004) in BayLfU (2007)

¹⁴ Behmel & Meyer-Pitroff (1996), Zauner & Küntzel (1986) in BayLfU (2007)

9.4 Analysenplan der halbtechnischen Untersuchungen

Parameter	Einheit	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So
pH-Wert	-	a-d	a-d	a-g	a-d	a-d	-	-
TR ¹	%	a-d	a-d	a-g	a-d	a-d	-	-
GV ¹	%	a-d	a-d	a-g	a-d	a-d	-	-
CST ¹	s	a-d	a-d	a-d	a-d	a-d	-	-
CSB _{gelöst} ²	mg/L	-	a-d	-	a-d	-	-	-
N _{ges} ²	mg/L	-	a-d	-	a-d	-	-	-
NH ₄ -N ²	mg/L	-	a-d	-	a-d	-	-	-
PO ₄ -P ²	mg/L	-	a-d	-	a-d	-	-	-
organische Säuren ²	mg/L	-	a-d	-	a-d	-	-	-
Gefriertrocknung	-	-	-	e-g	a-d	-	-	-
CSB _{gesamt} ¹	g/kg TR	-	-	-	a-g	-	-	-
TOC ¹	g/kg TR	-	-	-	a-g	-	-	-
Faulraumtemperatur ³	°C	b+d	b+d	b+d	b+d	b+d	b+d	b+d
Gasvolumenstrom ³	L	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i
Gastemperatur ³	°C	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i
Gasdruck ³	mbar	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i
CH ₄	Vol.-%	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i
CO ₂	Vol.-%	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i
O ₂	Vol.-%	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i
H ₂ S	Vol.-%	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i	h+i

a Beschickungssubstrat (mesophil)

b Faulschlamm (mesophil)

c Beschickungssubstrat (thermophil)

d Faulschlamm (thermophil)

e RS (Rohschlamm)

f LMR (Lebensmittelreste)

g FKS (Fäkalschlamm)

h Gasweg (mesophil)

i Gasweg (thermophil)

¹ Mehrfachbestimmung

² Schnelltest (Firma Dr. Lange)

³ Aufzeichnung (Minutentakt)

9.5 Organische Zusammensetzung der in den halbtechnischen Versuchsphasen verwendeten Substrate und Substratmischungen

Mesophiler Betrieb:

Versuchsreihe (ht)		TR [%]	GV [g/100 g TR]	CSB [mg/g TR]	TOC [mg/g TR]
RS_ht-1 37 °C	N	41	41	10	10
	\bar{x}	4,1	72	1.065	328
	Min	3,3	65	975	306
	Max	5,6	77	1.121	348
	s	0,5	3	44	14
M_ht-2 RS-KKA 37 °C	N	54	54	12	12
	\bar{x}	4,7	83	1.284	391
	min	3,6	76	1.226	376
	max	6,8	86	1.330	419
	s	0,6	2	33	14
M_ht-3 RS-KKA 37 °C	N	25	25	5	5
	\bar{x}	5,1	89	1.375	439
	Min	4,5	88	1.271	422
	Max	5,8	90	1.437	449
	s	0,3	1	64	10
M_ht-4 RS-LMR 37 °C	N	28	28	6	6
	\bar{x}	3,7	87	1.657	466
	Min	2,5	84	1.383	437
	Max	4,5	90	1.788	486
	s	0,5	2	142	20
M_ht-5 RS-LMR-FKS 37 °C	N	21	21	4	4
	\bar{x}	2,7	82	1.585	442
	Min	2,2	79	1.559	428
	Max	3,6	85	1.612	450
	s	0,4	2	22	10
M_ht-6 RS-LMR-FKS 37 °C	N	14	14	3	3
	\bar{x}	2,7	76	1.448	401
	Min	2,5	72	1.438	393
	Max	3,1	79	1.466	407
	s	0,2	2	15	7
RS_ht-7 37 °C	N	28	28	6	6
	\bar{x}	3,7	68	1.162	324
	Min	3,1	64	1.072	313
	Max	4,6	71	1.216	332
	s	0,4	2	51	7

Thermophiler Betrieb:

Versuchsreihe (ht)		TR [%]	GV [g/100 g TR]	CSB [mg/g TR]	TOC [mg/g TR]
RS_ht-1 55 °C	N	39	37	9	9
	\bar{x}	4,1	73	1.080	326
	Min	3,2	66	965	297
	Max	5,9	78	1.144	354
	s	0,6	3	57	16
M_ht-2 RS-KKA 55 °C	N	53	53	12	12
	\bar{x}	4,9	83	1.281	394
	min	3,8	79	1.222	378
	max	6,8	87	1.336	416
	s	0,7	2	37	11
M_ht-3 RS-KKA 55 °C	N	25	25	5	5
	\bar{x}	5,2	89	1.387	440
	Min	4,4	88	1.309	432
	Max	5,8	90	1.455	448
	s	0,4	1	55	6
M_ht-4 RS-LMR 55 °C	N	29	29	6	6
	\bar{x}	3,6	87	1.657	459
	Min	2,4	84	1.510	442
	Max	4,6	89	1.822	482
	s	0,5	1	110	20
M_ht-5 RS-LMR-FKS 55 °C	N	15	15	3	3
	\bar{x}	2,8	82	1.571	433
	Min	2,1	79	1.530	429
	Max	3,6	85	1.625	435
	s	0,5	2	49	3
M_ht-6 RS-LMR-FKS 55 °C	N	14	14	3	3
	\bar{x}	2,8	77	1.428	407
	Min	2,5	72	1.412	390
	Max	3,3	80	1.444	418
	s	0,3	2	16	15
RS_ht-7 55 °C	N	11	11	3	3
	\bar{x}	4,1	69	1.159	333
	Min	3,1	67	1.133	317
	Max	5,1	72	1.187	351
	s	0,7	2	27	17

9.6 Verhältnisse aus oTR, CSB und TOC der Versuchsreihen

Substrate	TOC/oTR [kg/kg]	CSB/oTR [kg/kg]	CSB/TOC [kg/kg]
Halbtechnische Versuchsreihen bei 37 °C			
RS_ht-1	0,46	1,48	3,25
M_ht-2	0,47	1,55	3,28
M_ht-3	0,49	1,54	3,13
M_ht-4	0,54	1,90	3,56
M_ht-5	0,54	1,93	3,59
M_ht-6	0,53	1,91	3,61
RS_ht-7	0,48	1,71	3,59
Halbtechnische Versuchsreihen bei 55 °C			
RS_ht-1	0,45	1,48	3,31
M_ht-2	0,47	1,54	3,25
M_ht-3	0,49	1,56	3,15
M_ht-4	0,53	1,90	3,61
M_ht-5	0,53	1,92	3,63
M_ht-6	0,53	1,85	3,51
RS_ht-7	0,48	1,68	3,48
Labortechnische Versuchsreihen bei 37 °C			
RS_lt-1	0,46	1,64	3,57
M_lt-2	0,46	1,72	3,72
M_lt-3	0,46	1,81	3,97
LMR_lt-4	0,49	1,96	4,00
FKS_lt-5	0,53	1,81	3,46
M_lt-7	-	1,85	-
FKS_lt-8	-	1,78	-
RS_lt-9	0,45	1,52	3,38
LMR_lt-10	0,50	1,77	3,51
FKS_lt-11	0,51	1,72	3,40
M_lt-12	0,47	1,62	3,44
M_lt-13	0,48	1,68	3,49
M_lt-14	0,49	1,75	3,56

9.7 Ansätze der Laborversuchsreihen

Laborversuchsreihe I (25.07.2011-17.08.2011), Dauer (28320 min.)

Ansätze	Proben		η_{oTR}	η_{CSB}	spez. Gasausbeute		CH ₄
	Anzahl	Nr.	%	%	[NL/kg oTR _{zu}]	[NL/kg CSB _{zu}]	%
IS I	3/3	1	8,0	8,1	62,5	41,5	61,1
		2	9,1	8,9	56,0	37,1	58,9
		3	8,0	6,4	57,3	38,0	59,9
Cell I	2/3	4	96,4	100	656,2	557,5	57,6
		5	96,9	100	612,1	520,0	58,5
RS_lt-1	3/3	6	48,7	47,6	364,3	223,5	58,8
		7	50,2	49,1	388,2	238,2	60,6
		8	47,7	48,4	386,0	236,9	59,6
M_lt-2 RS-LMR	3/3	9	56,5	64,4	560,1	328,8	53,9
		10	61,6	72,2	569,6	334,3	62,2
		11	60,0	62,3	541,9	318,1	61,9
M_lt-3 RS-LMR	3/3	12	69,0	69,4	662,5	363,9	62,8
		13	67,7	70,2	671,6	368,9	60,8
		14	60,7	70,0	673,7	370,0	62,6
LMR_lt-4	2/3	16	85,2	85,0	842,7	415,7	61,7
		17	83,7	85,4	850,8	419,7	61,6
FKS_lt-5	3/3	18	31,4	25,1	137,6	77,5	64,7
		19	21,5	17,2	140,1	78,9	65,2
		20	21,1	18,2	104,7	58,9	64,9

Laborversuchsreihe II (21.12.2011-10.01.2012), Dauer (28320 min.)

Ansätze	Proben		η_{oTR}	η_{CSB}	spez. Gasausbeute		CH ₄
	Anzahl	Nr.	%	%	[NL/kg oTR _{zu}]	[NL/kg CSB _{zu}]	%
IS II	2/2	1	9,7	13,5	36,8	16,1	65,9
		2	9,5	13,6	47,9	31,8	65,9
M_lt-7 LMR-FKS	2/2	5	47,8	53,7	489,1	264,1	69,7
		6	52,8	53,5	497,4	268,3	69,7
FKS_lt-8	1/2	3	17,0	13,1	186,1	104,9	62,9

Laborversuchsreihe III (01.11.2012-21.11.2012), Dauer (28320 min.)

Ansätze	Proben		η_{oTR}	η_{CSB}	spez. Gasausbeute		CH_4
	Anzahl	Nr.	%	%	[NL/kg oTR _{zu}]	[NL/kg CSB _{zu}]	%
IS III	2/3	1	6,8	6,4	55,4	37,6	52,4
		3	5,5	6,6	55,0	37,3	53,0
Cell III	3/3	4	86,9	72,8	629,4	534,8	53,9
		5	81,3	75,1	606,4	515,2	54,1
		6	88,9	81,0	644,0	547,2	54,1
RS_lt-9	2/3	8	44,7	44,3	387,6	254,2	56,4
		9	46,8	45,9	378,1	247,9	57,1
LMR_lt-10	2/3	11	81,6	85,7	814,8	461,6	58,1
		12	79,0	84,5	840,1	475,9	59,5
FKS_lt-11	3/3	13	5,9	7,5	68,7	40,0	57,9
		14	7,4	7,5	60,4	35,2	57,6
		15	10,8	7,9	55,6	32,4	57,8
M_lt-12 RS-FKS	3/3	16	27,0	26,1	214,7	132,8	62,3
		17	28,9	26,8	239,2	147,9	62,2
		18	27,9	28,4	231,8	143,4	62,8
M_lt-13 RS-LMR-FKS	2/3	19	50,3	51,5	479,5	286,0	58,9
		20	49,0	51,6	471,7	281,4	59,2
M_lt-14 RS-LMR-FKS	3/3	22	67,0	70,2	652,4	372,5	59,1
		23	69,0	70,3	652,7	372,7	59,4
		24	68,6	72,8	681,5	389,1	59,3

9.8 Stabilitätsnachweis der halbtechnischen Versuchsphasen

Mesophiler Betrieb:

Versuchsreihe (37 °C)		Temperatur [°C]	pH-Wert [-]	organische Säuren [mg/L]	Methan [Vol.-%]
RS_ht-1	N	60	46	17	41
	\bar{x}	37,1	7,3	98	63,2
	Min	36,2	7,2	70	61,3
	Max	38,2	7,4	219	65,7
	s	0,4	0,1	34	1,0
M_ht-2 RS-KKA	N	73	55	22	73
	\bar{x}	37,0	7,3	77	62,3
	min	36,2	7,2	50	58,3
	max	37,5	7,6	114	66,1
	s	0,3	0,1	17	1,8
M_ht-3 RS-KKA	N	35	25	10	35
	\bar{x}	37,0	7,1	82	58,7
	Min	36,7	7,1	64	56,9
	Max	37,2	7,2	131	60,6
	s	0,1	0,0	19	1,1
M_ht-4 RS-LMR	N	41	35	14	41
	\bar{x}	37,1	7,5	124	65,6
	Min	36,8	7,3	101	63,5
	Max	37,5	7,6	148	69,8
	s	0,2	0,1	16	1,6
M_ht-5 RS-LMR-FKS	N	29	21	9	29
	\bar{x}	37,1	7,4	83	70,1
	Min	36,7	7,3	68	67,8
	Max	37,5	7,5	119	74,6
	s	0,2	0,1	16	1,4
M_ht-6 RS-LMR-FKS	N	20	14	6	20
	\bar{x}	37,1	7,3	77	67,8
	Min	36,9	7,3	56	65,9
	Max	37,4	7,4	94	69,3
	s	0,2	0,1	14	1,0
RS_ht-7	N	23	19	12	38
	\bar{x}	37,4	7,3	81	64,6
	Min	36,6	7,2	56	62,0
	Max	37,9	7,4	131	66,9
	s	0,3	0,0	19	1,2

Thermophiler Betrieb:

Versuchsreihe (55 °C)		Temperatur [°C]	pH-Wert [-]	organische Säuren [mg/L]	Methan [Vol.-%]
RS_ht-1	N	56	45	17	39
	\bar{x}	55,1	7,5	493	61,3
	Min	54,4	7,3	248	41,1
	Max	55,7	7,6	1849	69,6
	s	0,2	0,1	385	5,8
M_ht-2 RS-KKA	N	69	55	22	69
	\bar{x}	55,0	7,5	208	61,1
	min	54,7	7,4	115	56,4
	max	55,3	7,7	387	64,8
	s	0,1	0,1	65	1,7
M_ht-3 RS-KKA	N	35	25	10	34
	\bar{x}	55,0	7,3	201	58,6
	Min	55,0	7,2	131	56,2
	Max	55,0	7,5	261	60,7
	s	0,0	0,1	39	1,1
M_ht-4 RS-LMR	N	41	35	14	41
	\bar{x}	55,0	7,7	343	65,2
	Min	54,9	7,5	225	62,9
	Max	55,2	7,8	560	68,3
	s	0,1	0,1	112	1,5
M_ht-5 RS-LMR-FKS	N	21	21	7	21
	\bar{x}	55,0	7,6	247	68,4
	Min	54,9	7,5	203	66,1
	Max	55,2	7,7	321	71,2
	s	0,1	0,1	39	1,5
M_ht-6 RS-LMR-FKS	N	20	14	6	20
	\bar{x}	55,0	7,5	249	66,8
	Min	54,9	7,4	193	64,5
	Max	55,2	7,6	305	68,7
	s	0,1	0,1	42	1,1
RS_ht-7	N	15	11	9	15
	\bar{x}	55,0	7,5	203	63,5
	Min	55,0	7,3	155	61,1
	Max	55,1	7,6	228	65,0
	s	0,0	0,1	28	1,3

9.9 Raumbelastung der stabilen halbtechnischen Versuchsphasen

Versuchsreihen		Raumbelastung (mesophil) [kg oTR/(m ³ ·d)]	Raumbelastung (mesophil) [kg CSB/(m ³ ·d)]	Raumbelastung (thermophil) [kg oTR/(m ³ ·d)]	Raumbelastung (thermophil) [kg CSB/(m ³ ·d)]
RS_ht-1	N	41	10	37	9
	\bar{x}	1,47	2,07	2,0	3,0
	Min	1,08	1,67	1,41	2,70
	Max	1,99	2,29	2,84	3,11
	s	0,24	0,18	0,31	0,14
M_ht-2 RS-KKA	N	54	12	53	12
	\bar{x}	1,97	2,91	2,7	3,9
	min	1,40	2,41	1,92	2,88
	max	3,10	3,71	3,98	4,67
	s	0,32	0,36	0,46	0,53
M_ht-3 RS-KKA	N	25	5	25	5
	\bar{x}	2,36	3,50	3,1	4,6
	Min	2,03	3,00	2,58	4,27
	Max	3,10	3,80	3,51	5,11
	s	0,24	0,34	0,24	0,34
M_ht-4 RS-LMR	N	28	6	29	6
	\bar{x}	1,55	3,25	2,0	4,1
	Min	1,05	2,84	1,40	3,53
	Max	1,94	3,74	2,78	5,33
	s	0,23	0,30	0,34	0,68
M_ht-5 RS- LMR- FKS	N	21	4	15	3
	\bar{x}	1,12	2,34	1,5	3,20
	Min	0,90	2,15	1,09	2,69
	Max	1,51	2,77	2,02	3,63
	s	0,17	0,29	0,28	0,47
M_ht-6 RS- LMR- FKS	N	14	3	14	3
	\bar{x}	1,05	2,05	1,4	2,70
	Min	0,96	1,95	1,19	2,53
	Max	1,19	2,17	1,69	2,98
	s	0,07	0,11	0,14	0,24
RS_ht-7	N	28	6	11	3
	\bar{x}	1,23	2,17	1,8	3,0
	Min	1,06	1,77	1,45	2,56
	Max	1,58	2,76	2,27	3,79
	s	0,16	0,33	0,31	0,65

9.10 Abbaugrade der halbtechnischen Versuchsphasen

Mesophiler Betrieb:

Versuchsreihe (37 °C)		RS_ht-1	M_ht-2	M_ht-3	M_ht-4	M_ht-5	M_ht-6	RS_ht-7
η_{oTR}	N	40	54	25	28	21	14	28
	\bar{x}	41,2	61,8	69,4	63,3	51,0	43,6	40,7
	Min	25,8	47,2	64,1	49,4	37,5	36,3	30,5
	Max	54,9	72,9	73,7	70,5	64,4	51,6	56,1
	s	6,4	5,7	2,3	5,6	7,4	4,6	7,4
η_{CSB}	N	10	11	5	6	4	3	6
	\bar{x}	41,4	60,6	68,5	73,3	61,9	57,2	48,0
	min	30,5	51,9	64,5	69,0	59,9	54,3	40,3
	max	45,8	65,9	71,1	76,8	65,6	61,0	62,0
	s	4,2	4,8	2,7	3,1	2,6	3,5	7,9

Thermophiler Betrieb:

Versuchsreihe (55 °C)		RS_ht-1	M_ht-2	M_ht-3	M_ht-4	M_ht-5	M_ht-6	RS_ht-7
η_{oTR}	N	37	53	25	29	15	14	11
	\bar{x}	42,2	63,8	71,9	66,6	55,3	44,2	45,9
	Min	21,5	43,7	67,4	54,5	37,1	31,5	34,9
	Max	58,7	73,6	76,2	74,7	68,0	53,8	59,0
	s	7,1	5,9	2,3	5,5	10,0	5,8	8,6
η_{CSB}	N	9	12	5	6	3	3	3
	\bar{x}	41,4	61,6	70,9	75,2	67,1	54,8	51,6
	min	33,4	51,9	66,0	69,1	57,8	51,1	46,3
	max	46,6	69,4	73,8	79,2	76,3	57,1	61,8
	s	5,1	5,4	3,2	3,7	9,3	3,2	8,9

9.11 Abbaugrade der labortechnischen Versuchsreihen

Phase	Substrat	Probe		CSB-Verhältnis			CSB-Abbaugrad	
				RS	LMR	FKS	Messwert	Rechenwert
		Anzahl	Nr.	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Versuchsreihe I (25.07.2011-17.08.2011)								
RS_lt-1	RS	3	6	100	0	0	47,6	47,1
			7				49,1	
			8				48,4	
M_lt-2	RS-LMR	3	9	59	41	0	64,4	62,9
			10				72,2	
			11				62,3	
M_lt-3		3	12	41	59	0	69,4	69,9
			13				70,2	
			14				70,0	
LMR_lt-4	LMR	2	16	0	100	0	85,0	85,8
			17				85,4	
FKS_lt-5	FKS	3	18	0	0	100	25,1	18,4
			19				17,2	
			20				18,2	
Versuchsreihe II (21.12.2011-10.01.2012)								
M_lt-7	FKS-LMR	2	5	0	57	43	53,7	56,8
			6				53,5	
FKS_lt-8	FKS	1	3	0	0	100	13,1	18,4
Versuchsreihe III (01.11.2012-21.11.2012)								
RS_lt-9	RS	2	8	100	0	0	44,3	47,1
			9				45,9	
LMR_lt-10	LMR	2	11	0	100	0	85,7	85,8
			12				84,5	
FKS_lt-11	FKS	3	13	0	0	100	7,5	7,6
			14				7,5	
			15				7,9	
M_lt-12	RS-FKS	3	16	51	0	49	26,1	27,7
			17				26,8	
			18				28,4	
M_lt-13	RS-LMR-FKS	2	19	30	41	29	51,5	51,8
			20				51,6	
M_lt-14		3	22	13	74	13	70,2	70,6
			23				70,3	
			24				72,8	

9.12 Raumumsatzleistung der halbtechnischen Versuchsphasen

Versuchsreihen		RS_ht-1	M_ht-2	M_ht-3	M_ht-4	M_ht-5	M_ht-6	RS_ht-7
RUL _{CSB} (37 °C)	N	10	11	5	6	4	3	6
	\bar{x}	0,9	1,8	2,4	2,4	1,5	1,2	1,1
	Min	0,5	1,4	1,9	2,0	1,3	1,1	0,8
	Max	1,1	2,4	2,7	2,9	1,8	1,3	1,7
	s	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,1	0,4
RUL _{CSB} (55 °C)	N	9	12	5	6	3	3	3
	\bar{x}	1,2	2,4	3,3	3,1	2,2	1,5	1,6
	min	0,9	1,5	2,8	2,6	1,6	1,3	1,2
	max	1,4	3,2	3,8	4,2	2,8	1,7	2,3
	s	0,2	0,5	0,4	0,6	0,6	0,2	0,6

9.13 Spezifische Gasausbeute der halbtechnischen Versuchsphasen

Versuchsreihe (37 °C)		RS_ht-1	M_ht-2	M_ht-3	M_ht-4	M_ht-5	M_ht-6	RS_ht-7
Gasausbeute [NL/d]	N	60	73	35	41	29	19	38
	\bar{x}	473,71	1.040,74	1.283,74	949,62	730,43	581,89	383,79
	Min	317,75	741,19	1.097,06	690,86	449,32	517,44	196,21
	Max	687,25	1.484,84	1.449,10	1.190,38	1.053,22	640,50	549,69
	s	94,46	154,12	93,62	144,38	161,45	34,08	100,19
Methan [Vol.-%]	N	41	73	35	41	29	20	38
	\bar{x}	63,24	62,27	58,70	65,58	70,06	67,78	64,58
	min	61,30	58,30	56,90	63,50	67,80	65,90	62,00
	max	65,70	66,10	60,60	69,80	74,60	69,30	66,90
	s	0,99	1,77	1,07	1,55	1,37	1,01	1,19
oTR-Fracht [kg oTR _{zu} /d]	N	41	54	25	28	21	14	28
	\bar{x}	1,1048	1,4798	1,7697	1,1609	0,8421	0,7875	0,9197
	Min	0,8113	1,0498	1,5235	0,7860	0,6784	0,7179	0,7925
	Max	1,4914	2,3281	2,3223	1,4577	1,1329	0,8912	1,1874
	s	0,1825	0,2409	0,1789	0,1742	0,1275	0,0533	0,1173
CSB-Fracht [kg CSB _{zu} /d]	N	10	12	5	6	4	3	6
	\bar{x}	1,5492	2,1810	2,6255	2,4367	1,7570	1,5402	1,6293
	Min	1,2533	1,8077	2,2510	2,1316	1,6161	1,4633	1,3311
	Max	1,7138	2,7823	2,8502	2,8024	2,0755	1,6246	2,0719
	s	0,1359	0,2670	0,2531	0,2237	0,2145	0,0809	0,2461
oTR-Fracht [kg oTR _{ab} /d]	N	40	54	25	28	21	14	28
	\bar{x}	0,6390	0,5561	0,5386	0,4176	0,4036	0,4423	0,5374
	Min	0,4857	0,4641	0,4852	0,3625	0,3769	0,4243	0,5034
	Max	0,7829	0,7065	0,6115	0,4562	0,4336	0,4776	0,5833
	s	0,0667	0,0627	0,0347	0,0224	0,0153	0,0151	0,0214
CSB-Fracht [kg CSB _{ab} /d]	N	10	11	5	6	4	3	6
	\bar{x}	0,9036	0,8531	0,8233	0,6481	0,6658	0,6588	0,8313
	Min	0,8104	0,7270	0,7982	0,5492	0,6185	0,5978	0,7722
	Max	0,9567	1,0846	0,8851	0,7398	0,7130	0,7091	0,9189
	s	0,0426	0,1144	0,0360	0,0629	0,0388	0,0564	0,0527
Rechenwerte:								
NL/kg oTR _{zu}		428,8	703,3	725,4	818,0	867,4	738,9	417,3
NL/kg CSB _{zu}		305,8	477,2	489,0	389,7	415,7	377,8	235,6
NL CH ₄ /kg oTR _{zu}		271,2	437,9	425,8	536,5	607,7	500,8	269,5
NL CH ₄ /kg CSB _{zu}		193,4	297,1	287,0	255,6	291,3	256,1	152,1

Thermophiler Betrieb:

Versuchsreihe (55 °C)		RS_ht-1	M_ht-2	M_ht-3	M_ht-4	M_ht-5	M_ht-6	RS_ht-7
Gasausbeute [NL/d]	N	52	65	35	41	21	19	15
	\bar{x}	623,81	1.192,25	1.240,30	965,21	761,07	673,65	555,98
	Min	421,55	778,50	1.039,55	593,74	468,90	587,21	451,43
	Max	971,65	1.694,37	1.441,72	1.262,66	966,11	799,70	669,13
	s	110,89	194,08	109,28	178,47	170,58	61,43	82,53
Methan [Vol.-%]	N	39	69	34	41	21	20	15
	\bar{x}	61,30	61,08	58,64	65,18	68,38	66,83	63,45
	min	41,10	56,40	56,20	62,90	66,10	64,50	61,10
	max	69,60	64,80	60,70	68,30	71,20	68,70	65,00
	s	5,77	1,66	1,13	1,45	1,51	1,15	1,25
oTR-Fracht [kg oTR _{zu} /d]	N	37	53	25	29	15	14	11
	\bar{x}	1,5174	2,0428	2,2966	1,5369	1,1389	1,0509	1,3696
	Min	1,0556	1,4365	1,9322	1,0523	0,8187	0,8942	1,0869
	Max	2,1293	2,9879	2,6294	2,0846	1,5142	1,2641	1,6995
	s	0,2297	0,3462	0,1816	0,2562	0,2136	0,1020	0,2319
CSB-Fracht [kg CSB _{zu} /d]	N	9	12	5	6	3	3	3
	\bar{x}	2,2199	2,8911	3,4628	3,0583	2,3837	2,0261	2,2868
	Min	2,0276	2,1592	3,2043	2,6444	2,0145	1,8954	1,9192
	Max	2,3341	3,5031	3,8326	3,9939	2,7253	2,2334	2,8447
	s	0,1019	0,3985	0,2538	0,5136	0,3562	0,1816	0,4912
oTR-Fracht [kg oTR _{ab} /d]	N	38	53	25	29	15	14	11
	\bar{x}	0,8650	0,7259	0,6430	0,5016	0,4902	0,5818	0,7238
	Min	0,7667	0,5516	0,5577	0,4473	0,4532	0,5299	0,6665
	Max	1,0431	0,9111	0,7491	0,5706	0,5514	0,6186	0,7913
	s	0,0700	0,0856	0,0472	0,0367	0,0275	0,0248	0,0386
CSB-Fracht [kg CSB _{ab} /d]	N	9	12	5	6	3	3	3
	\bar{x}	1,2975	1,0987	1,0013	0,7482	0,7621	0,9140	1,0791
	Min	1,1863	0,8575	0,9392	0,6687	0,6447	0,8304	1,0256
	Max	1,5152	1,3328	1,0890	0,8731	0,8497	0,9583	1,1249
	s	0,0965	0,1432	0,0630	0,0939	0,1057	0,0724	0,0501
Rechenwerte:								
NL/kg oTR _{zu}		411,1	583,6	540,1	628,0	668,3	641,0	405,9
NL/kg CSB _{zu}		281,0	412,4	358,2	315,6	319,3	332,5	243,1
NL CH ₄ /kg oTR _{zu}		252,0	356,5	316,7	409,3	456,9	428,4	257,6
NL CH ₄ /kg CSB _{zu}		172,3	251,9	210,0	205,7	218,3	222,2	154,3

9.14 Berechnungen zur spezifischen Gasausbeute (bezogen auf CSB)

Phase	Substrat	Probe		CSB-Verhältnis			spez. Gasausbeute	
				RS	LMR	FKS	Messwert	Rechenwert
		Anzahl	Nr.	%	%	%	[NL/kg CSB _{zu}]	
Versuchsreihe I (25.07.2011-17.08.2011)								
RS_lt-1	RS	3	6	100	0	0	224	240
			7				238	
			8				237	
M_lt-2	RS-LMR	3	9	59	41	0	329	322
			10				334	
			11				318	
M_lt-3		3	12	41	59	0	364	357
			13				369	
			14				370	
LMR_lt-4	LMR	3	15	0	100	0	422	439
			16				416	
			17				420	
FKS_lt-5	FKS	3	18	0	0	100	77	80
			19				79	
			20				59	
Versuchsreihe II (21.12.2011-10.01.2012)								
M_lt-7	FKS-LMR	2	5	0	57	43	264	285
			6				268	
FKS_lt-8	FKS	1	3	0	0	100	105	80
Versuchsreihe III (01.11.2012-21.11.2012)								
RS_lt-9	RS	2	8	100	0	0	254	240
			9				248	
LMR_lt-10	LMR	2	11	0	100	0	462	439
			12				476	
FKS_lt-11	FKS	3	13	0	0	100	40	36
			14				35	
			15				32	
M_lt-12	RS-FKS	3	16	51	0	49	133	140
			17				148	
			18				143	
M_lt-13	RS-LMR-FKS	2	19	30	41	29	286	264
			20				281	
M_lt-14		3	22	13	74	13	372	361
			23				373	
			24				389	

9.15 Berechnungen zur spezifischen Gasausbeute (bezogen auf oTR)

Phase	Substrat	Probe		oTR-Verhältnis			spez. Gasausbeute	
				RS	LMR	FKS	Messwert	Rechenwert
		Anzahl	Nr.	%	%	%	[NL/kg oTR _{zu}]	
Versuchsreihe I (25.07.2011-17.08.2011)								
RS_lt-1	RS	3	6	100	0	0	364	381
			7				388	
			8				386	
M_lt-2	RS-LMR	3	9	65	35	0	560	542
			10				570	
			11				542	
M_lt-3		3	12	45	55	0	663	634
			13				672	
			14				674	
LMR_lt-4	LMR	3	15	0	100	0	854	841
			16				843	
			17				851	
FKS_lt-5	FKS	3	18	0	0	100	138	142
			19				140	
			20				105	
Versuchsreihe II (21.12.2011-10.01.2012)								
M_lt-7	FKS-LMR	2	5	0	55	45	489	526
			6				497	
FKS_lt-8	FKS	1	3	0	0	100	186	142
Versuchsreihe III (01.11.2012-21.11.2012)								
RS_lt-9	RS	2	8	100	0	0	388	381
			9				378	
LMR_lt-10	LMR	2	11	0	100	0	815	841
			12				840	
FKS_lt-11	FKS	3	13	0	0	100	69	62
			14				60	
			15				56	
M_lt-12	RS-FKS	3	16	54	0	46	215	234
			17				239	
			18				232	
M_lt-13	RS-LMR-FKS	2	19	33	39	28	480	473
			20				472	
M_lt-14		3	22	15	72	13	652	671
			23				653	
			24				681	

9.16 Berechnungen zur spezifischen Methanausbeute (bezogen auf CSB)

Phase	Substrat	Probe		CSB-Verhältnis			spez. Methanausbeute		
				RS	LMR	FKS	Messwert	Rechenwert	
		Anzahl	Nr.	%	%	%	[NL CH ₄ /kg CSB _{zu}]		
Versuchsreihe I (25.07.2011-17.08.2011)									
RS_lt-1	RS	3	6	100	0	0	132	140	
			7				144		
			8				141		
M_lt-2	RS-LMR	3	9	59	41	0	177	191	
			10				208		
			11				197		
M_lt-3		3	12	41	59	0	228	214	
							13		224
							14		232
LMR_lt-4	LMR	3	15	0	100	0	258	265	
			16				256		
			17				258		
FKS_lt-5	FKS	3	18	0	0	100	49	50	
			19				50		
			20				37		
Versuchsreihe II (21.12.2011-10.01.2012)									
M_lt-7	FKS-LMR	2	5	0	57	43	184	173	
			6				187		
FKS_lt-8	FKS	1	3	0	0	100	66	50	
Versuchsreihe III (01.11.2012-21.11.2012)									
RS_lt-9	RS	2	8	100	0	0	143	140	
			9				142		
LMR_lt-10	LMR	2	11	0	100	0	268	265	
			12				283		
FKS_lt-11	FKS	3	13	0	0	100	23	21	
			14				20		
			15				19		
M_lt-12	RS-FKS	3	16	51	0	49	83	82	
			17				92		
			18				90		
M_lt-13	RS-LMR-FKS	2	19	30	41	29	168	158	
			20				166		
M_lt-14		3	22	13	74	13	220	217	
			23				222		
			24				231		

9.17 Kapillare Fließzeit der Faulschlämme der halbtechnischen Versuchsphasen

Mesophiler Betrieb (37 °C): CST/TR [s/%]

Phasen	\bar{x}	s	Min	Quartil 25 %	Median	Quartil 75 %	Max
RS_ht-1	208,5	57,3	92,4	158,6	216,3	255,0	292,8
M_ht-2	53,9	14,7	27,9	42,0	52,9	64,2	89,5
M_ht-3	249,0	50,6	172,7	204,8	251,1	297,3	338,1
I	184,5	52,8	133,4	152,1	171,0	189,2	319,8
II	104,4	11,8	84,0	92,4	108,4	111,8	120,5
III	115,4	19,3	99,8	100,3	104,8	130,0	141,8
IV	99,5	16,2	74,1	96,5	100,8	109,0	117,0
M_ht-4	64,9	15,4	41,0	53,2	64,1	72,6	114,1
M_ht-5	98,0	24,2	51,5	86,9	95,8	114,1	141,6
M_ht-6	121,8	18,6	101,5	110,1	114,6	129,6	173,2
RS_ht-7	103,7	25,5	63,7	83,5	102,0	117,5	165,7

Thermophiler Betrieb (55 °C): CST/TR [s/%]

Phasen	\bar{x}	s	Min	Quartil 25 %	Median	Quartil 75 %	Max
RS_ht-1	298,2	55,0	208,4	243,6	307,7	343,6	410,7
M_ht-2	248,2	59,5	134,9	205,3	230,3	282,3	366,7
M_ht-3	354,5	59,7	175,7	315,6	358,5	399,0	484,2
I	265,9	55,8	188,2	223,8	256,8	294,7	356,8
II	269,1	68,6	192,4	229,4	258,0	281,4	426,5
III	295,8	35,9	258,4	266,4	287,4	333,1	333,6
IV	248,6	73,8	171,1	197,1	232,0	287,7	355,0
M_ht-4	230,8	44,5	122,6	206,4	236,1	258,1	310,4
M_ht-5	103,7	14,1	77,0	94,9	103,3	114,6	123,2
M_ht-6	114,9	21,9	94,5	97,7	112,2	122,4	176,6
RS_ht-7	184,2	37,8	121,7	152,9	186,7	219,4	234,7

9.18 Gelöste Stoffe im Schlammwasser der halbtechnischen Versuchsphasen

Mesophiler Betrieb:

Versuchsreihe (37 °C)		CSB _{gelöst} [mg/L]	N _{ges} [mg/L]	NH ₄ -N [mg/L]	PO ₄ -P [mg/L]
RS_ht-1	N	17	17	17	17,0
	\bar{x}	602	1.095	1.021	100,1
	Min	476	920	955	68,5
	Max	1.180	1.247	1.120	127,0
	s	163	92	47	18,8
M_ht-2 RS-KKA	N	22	22	22	22,0
	\bar{x}	520	945	869	27,3
	min	446	830	770	16,7
	max	760	1.120	1.050	37,4
	s	72	83	89	6,0
M_ht-3 RS-KKA	N	10	10	10	10,0
	\bar{x}	474	724	627	41,7
	Min	410	652	540	40,4
	Max	556	813	715	43,2
	s	55	53	53	1,0
M_ht-4 RS-LMR	N	14	14	14	13,0
	\bar{x}	706	1.238	1.135	37,0
	Min	612	920	840	31,4
	Max	800	1.540	1.520	40,8
	s	56	198	189	2,5
M_ht-5 RS-LMR-FKS	N	9	9	9	9,0
	\bar{x}	533	1.046	951	27,9
	Min	466	970	900	25,7
	Max	626	1.100	990	30,2
	s	51	42	26	1,5
M_ht-6 RS-LMR-FKS	N	6	6	6	6,0
	\bar{x}	420	856	784	25,1
	Min	382	823	760	23,6
	Max	468	885	815	26,6
	s	29	20	21	1,0
RS_ht-7	N	12	12	12	12,0
	\bar{x}	557	852	765	39,6
	Min	458	738	725	32,2
	Max	1.050	918	820	45,2
	s	160	68	24	5,1

Thermophiler Betrieb:

Versuchsreihe (55 °C)		CSB _{gelöst} [mg/L]	Nges [mg/L]	NH ₄ -N [mg/L]	PO ₄ -P [mg/L]
RS_ht-1	N	17	17	17	17,0
	\bar{x}	2.992	1.226	1.106	106,8
	Min	2.076	973	580	61,3
	Max	4.540	1.482	1.425	129,8
	s	632	155	190	20,4
M_ht-2 RS-KKA	N	22	22	22	22,0
	\bar{x}	1.598	957	838	25,2
	min	1.240	748	635	14,6
	max	2.190	1.180	1.070	37,8
	s	244	107	107	6,3
M_ht-3 RS-KKA	N	10	10	10	10,0
	\bar{x}	1.280	695	593	32,1
	Min	1.110	525	433	27,6
	Max	1.720	790	665	38,2
	s	174	77	68	4,0
M_ht-4 RS-LMR	N	14	14	14	14,0
	\bar{x}	1.986	1.245	1.124	34,0
	Min	1.580	918	910	29,8
	Max	2.480	1.510	1.400	38,2
	s	319	168	148	3,1
M_ht-5 RS-LMR-FKS	N	7	7	7	7,0
	\bar{x}	1.561	1.112	984	23,8
	Min	1.410	1.020	915	22,4
	Max	1.810	1.250	1.120	26,3
	s	130	88	72	1,3
M_ht-6 RS-LMR-FKS	N	6	6	6	6,0
	\bar{x}	1.507	911	803	23,1
	Min	1.340	848	680	21,4
	Max	1.630	947	872	25,3
	s	117	37	67	1,7
RS_ht-7	N	9	9	9	9,0
	\bar{x}	1.950	985	862	43,6
	Min	1.750	785	785	38,6
	Max	2.336	1.153	963	58,8
	s	195	131	59	6,9

In der Schriftenreihe IWAR sind erschienen:

WAR 1	Brunnenalterung Wassertechnisches Seminar am 13.10.1978, TH Darmstadt, 1980	10,30 €
WAR 2	Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Günther Rincke. TH Darmstadt, 1979	vergriffen
WAR 3	Gniodorsch, Lothar Georg: Ein Beitrag über den Einfluß der in Abhängigkeit von der verfahrens- mäßigen Durchführung der biologischen Abwasserreinigung bedingten Schlammeigenschaften auf die Schlammmentwässerung und anschließende Verbrennung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1979	vergriffen
WAR 4	Grundwassergewinnung mittels Filterbrunnen. 2. Wassertechnisches Seminar am 11.04.1980, TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 5	Rudolph, Karl-Ulrich: Die mehrdimensionale Bilanzrechnung als Entscheidungsmodell der Wassergütewirtschaft. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1980	vergriffen
WAR 6	Hantke, Hartmut: Vergleichende Bewertung von Anlagen zur Grundwasseranreicherung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 7	Riegler, Günther: Eine Verfahrensgegenüberstellung von Varianten zur Klärschlamm- stabilisierung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 8	Technisch-wissenschaftliche Grundlagen für Wasserrechtsverfahren in der öffentlichen Wasserversorgung. 3. Wassertechnisches Seminar am 05. und 06.03.1981, TH Darmstadt, 1982	25,60 €
WAR 9	Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen. 4. Wassertechnisches Seminar am 15.10.1981, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 10	Stadtplanung und Siedlungswasserwirtschaft in Entwicklungsländern.- Aspekte der Projektdurchführung. Vorträge in den Jahren 1980 - 1981. TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 11	Hierse, Wilfried: Untersuchungen über das Verhalten phosphathaltiger Schlämme unter anaeroben Bedingungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen

WAR 12	Gossel, Hans: Untersuchungen zum Verhalten von Belebungsanlagen bei Stoßbelastungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 13	Hanel, Robert: Der Sauerstoffeintrag und seine Messung beim Belebungsverfahren unter besonderer Beachtung der Viskosität und Oberflächenspannung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 14	Cichorowski, Georg: Regionale Differenzierung in der Gewässergütwirtschaft. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	23,-- €
WAR 15	Schreiner Horst: Stofftausch zwischen Sediment und Wasserkörper in gestauten Fließgewässern. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	25,60 €
WAR 16	Grundwasserbewirtschaftung - Grundwassermodelle, Grundwasseranreicherung. 5. Wassertechnisches Seminar am 08.10.1982, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 17	Rüthrich, Wulf: Abhängigkeit des Verhaltens der Wohnbevölkerung von Verkehrsimmissionen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 18	Hill, Stefan: Untersuchungen über die Wechselwirkungen zwischen Porenverstopfung und Filterwiderstand mittels Tracermessungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983	25,60 €
WAR 19	Kaltenbrunner, Helmut: Wasserwirtschaftliche Auswirkungen der Kühlverfahren von Kraftwerken und von Abwärmeeinleitungen in Fließgewässern. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983	25,60 €
WAR 20	Roeles, Gerd: Auswirkungen von Müllverbrennungsanlagen auf die Standortumgebung - Analyse der Wahrnehmungen von Störungen und Belästigungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 21	Niehoff, Hans-Hermann: Untersuchungen zur weitergehenden Abwasserreinigung mit vorwiegend biologischen Verfahrensschritten unter besonderer Berücksichtigung der Grundwasseranreicherung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983	vergriffen

WAR 22	Biologische Verfahren in der Wasseraufbereitung. 6. Wassertechnisches Seminar am 06.04.1984, TH Darmstadt, 1985	vergriffen
WAR 23	Optimierung der Belüftung und Energieeinsparung in der Abwassertechnik durch Einsatz neuer Belüftungssysteme. 7. Wassertechnisches Seminar am 16.11.1984, TH Darmstadt, 1985	vergriffen
WAR 24	Wasserverteilung und Wasserverluste. 8. Wassertechnisches Seminar am 30.05.1985, TH Darmstadt, 1985	vergriffen
WAR 25	Professor Dr. rer. nat. Wolters zum Gedächtnis - 1. Januar 1929 bis 26. Februar 1985. Beiträge von Kollegen, Schülern und Freunden. TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 26	Naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren im Leistungsvergleich - Pflanzenkläranlagen und Abwasserteiche. 9. Wassertechnisches Seminar am 07.11.1985, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 27	Heuser, Ernst-Erich: Gefährdungspotentiale und Schutzstrategien für die Grundwasser- vorkommen in der Bundesrepublik Deutschland. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 28	Rohrleitungen und Armaturen in der Wasserversorgung. 10. Wassertechnisches Seminar am 24.04.1986, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 29	Bau, Kurt: Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlamm-Vorentwässerung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 30	Wehenpohl, Günther: Selbsthilfe und Partizipation bei siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen in Entwicklungsländern - Grenzen und Möglichkeiten in städtischen Gebieten unterer Einkommensschichten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1987	vergriffen
WAR 31	Stickstoffentfernung bei der Abwasserreinigung - Nitrifikation und Denitrifikation. 11. Wassertechnisches Seminar am 13.11.1986, TH Darmstadt, 1987	vergriffen

WAR 32	Neuere Erkenntnisse beim Bau und Betrieb von Vertikalfilterbrunnen. 12. Wassertechnisches Seminar am 14.05.1987, TH Darmstadt, 1987	vergriffen
WAR 33	Ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nutzbringende Düngung oder preiswerte Abfallbeseitigung? Standpunkte und Argumente. 13. Wassertechnisches Seminar am 12.11.1987, TH Darmstadt, 1988	vergriffen
WAR 34	Automatisierung in der Wasserversorgung - auch für kleinere Unternehmen 14. Wassertechnisches Seminar am 09.06.1988, TH Darmstadt, 1988	33,20 €
WAR 35	Erkundung und Bewertung von Altlasten-Kriterien und Untersuchungsprogrammen. 15. Wassertechnisches Seminar am 12.10.1988, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 36	Bestimmung des Sauerstoffzufuhrvermögens von Belüftungssystemen in Reinwasser und unter Betriebsbedingungen. Workshop am 15. u. 16.03.1988, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 37	Belüftungssysteme in der Abwassertechnik - Fortschritte und Perspektiven. 16. Wassertechnisches Seminar am 10.11.1988, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 38	Farinha, Joao António Muralha Ribeiro: Die stufenweise Versorgung mit Anlagen der Technischen Infrastruktur in Abhängigkeit von der Entwicklung der sozioökonomischen Verhält- nisse der Bevölkerung - dargestellt am Beispiel der Bairros Clandestinos der Region Lissabon. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 39	Sicherstellung der Trinkwasserversorgung Maßnahmen und Strategien für einen wirksamen Grundwasserschutz zur langfristigen Erhaltung der Grundwassergewinnung. 17. Wassertechnisches Seminar am 01.06.1989, TH Darmstadt, 1989	33,20 €
WAR 40	Regenwassernutzung in privaten und öffentlichen Gebäuden - Qualitative und quantitative Aspekte, technische Anlagen. Studie für den Hessischen Minister für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1981	vergriffen

WAR 41	Folgenutzen kontaminierter Betriebsflächen unter besonderer Berücksichtigung der Sanierungsgrenzen. 18. Wassertechnisches Seminar am 11.10.1989, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 42	Privatisierung öffentlicher Abwasseranlagen - Ein Gebot der Stunde? 19. Wassertechnisches Seminar am 09.11.1989, TH Darmstadt, 1989	30,70 €
WAR 43	Pöpel, H. Johannes; Joachim Glasenapp; Holger Scheer: Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen zur Stickstoff- elimination. Gutachten für das Hess. Ministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1990	35,80 €
WAR 44	Abfallentsorgung Hessen. Standpunkte - Gegensätze – Perspektiven. Abfallwirtschaftliches Symposium am 31.10.1989, TH Darmstadt, 1990	30,70 €
WAR 45	Brettschneider, Uwe: Die Bedeutung von Sulfaten in der Siedlungswasserwirtschaft und ihre Entfernung durch Desulfurikation. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1990	vergriffen
WAR 46	Grabenlose Verlegung und Erneuerung von nicht begehbaren Leitungen - Verfahren, Anwendungsgrenzen, Erfahrungen und Perspektiven. 20. Wassertechnisches Seminar am 29.03.1990, TH Darmstadt, 1990	35,80 €
WAR 47	Härtel, Lutz: Modellansätze zur dynamischen Simulation des Belebtschlamm- verfahrens. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1990	vergriffen
WAR 48	Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf? 21. Wassertechnisches Seminar am 18.09.1990, TH Darmstadt, 1990	vergriffen
WAR 49	Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) in der Wasserwirtschaft - administrativer Wildwuchs oder ökologische Keule? Dokumentation der Beiträge zum Interdisziplinären Kolloquium am 23.02.1990 und zum Sachverständigengespräch am 23.02.1990, TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 50	UVP in der abfallwirtschaftlichen Planung. 22. Wassertechnisches Seminar am 18.10.1990, TH Darmstadt, 1991	vergriffen

WAR 51	Biologische und chemische Phosphatelimination - Technische Möglichkeiten und Grenzen. 23. Wassertechnisches Seminar am 15.11.1990, TH Darmstadt, 1991	35,80 €
WAR 52	Pöpel, H. Johannes; Tankred Börner: Wurzelraum-Modellanlage Hofgeismar-Beberbeck - Pilotprojekt des Landes Hessen. Gutachten für das Hess. Ministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1991	30,70 €
WAR 53	Wagner, Martin: Einfluß oberflächenaktiver Substanzen auf Stoffaustauschmechanismen und Sauerstoffeintrag. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1991	35,80 €
WAR 54	Belüftungssysteme in der Abwassertechnik 1991 - Fortschritte und Perspektiven. 1. gemeinsames Abwassertechnisches Seminar mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 11. und 12.04. 1991 in Weimar, TH Darmstadt, 1991	30,70 €
WAR 55	Neuere gesetzliche Anforderungen und moderne technische Lösungen zur Sicherung der Wasserversorgung - Erkennen, Vermeiden und Beseitigen von Schadstoffen. 24. Wassertechnisches Seminar am 16.05.1991 TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 56	Zhang, Jiansan: Energiebilanzierung anaerob-mesophiler Stabilisierungsanlagen mit vorgeschalteter aerob-thermophiler Stufe. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 57	Glaserapp, Joachim: Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit von Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination beim Belebtschlammverfahren. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 58	Börner, Tankred: Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 59	Erzmann, Michael: Untersuchungen zur biologischen Elimination von chlorierten Lösemitteln aus Abwasser. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	35,80 €
WAR 60	Erfassung und Sanierung schadhafter Abwasserkanäle. 26. Wassertechnisches Seminar am 28.11.1991, TH Darmstadt, 1992	35,80 €

WAR 61	Realisierung von Entsorgungsanlagen Umsetzungsprobleme und Lösungsansätze aus planerischer, verwaltungsrechtlicher und politischer Sicht. 25. Wassertechnisches Seminar am 07.11.1991, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 62	Koziol, Matthias: Umwelteffekte durch Förderung von Energieeinsparmaßnahmen in innerstädtischen Althausgebieten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	25,60 €
WAR 63	Lautner, Gerd: Einführung in das Bauordnungsrecht. 7. erw. Auflage TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 64	Abwasserkanäle - Bemessung, Ausführung, Sanierung. 2. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 18. und 19.03.1992 in Weimar, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 65	Optimierung der Grundwassergewinnung über Filterbrunnen Neue Bau- und Betriebserkenntnisse. 27. Wassertechnisches Seminar am 21.05.1992, TH Darmstadt, 1992	40,90 €
WAR 66	Kläschlammbehandlung und Klärschlammentsorgung -Stand und Entwicklungstendenzen. 31. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 12.11.1992, TH Darmstadt, 1992	35,80 €
WAR 67	Kreislaufwirtschaft Bau - Stand und Perspektiven beim Recycling von Baurestmassen. 32. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 09.03.1993, TH Darmstadt, 1993	30,70 €
WAR 68	Bewertung von Geruchsemissionen und -immissionen. 29. Darmstädter Seminar -Immissionsschutz- am 08.10.1992, TH Darmstadt, 1993	25,60 €
WAR 69	Möglichkeiten und Grenzen der Klärschlammentsorgung. 3. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 31.03. und 01.04.1993, TH Darmstadt, 1993	46,-- €
WAR 70	Sichere Wasserversorgung durch moderne Rohrleitungstechnik. 33. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- am 11.03.1993, TH Darmstadt, 1993	30,70 €

WAR 71	Aktuelle Aufgaben der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung. 35. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 05. + 06.05.1993, TH Darmstadt, 1993	46,-- €
WAR 72	Raumordnungsverfahren mit Umweltverträglichkeitsprüfung und Umweltleitbilder für die Landes- und Regionalplanung. 28. und 30. Darmstädter Seminar -Raumplanung- am 17.09. und 05.11.1992, TH Darmstadt, 1993	40,90 €
WAR 73	Grohmann, Walter: Vergleichende Untersuchungen von Belüftungs- und Durchmischungs- systemen zur bioverfahrenstechnischen Optimierung der aerob- thermophilen Stabilisation (ATS). Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1993	35,80 €
WAR 74	Dioxinimmissionen und Quellen . 34. Darmstädter Seminar -Immissionsschutz- am 15.04.1993, TH Darmstadt, 1994	30,70 €
WAR 75	Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen Optimierung, Prozeß- stabilität, Kosteneinsparung. 36. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 04.11.1993 in Darmstadt und 5. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 23. und 24.03.1994 in Weimar, TH Darmstadt, 1994	46,-- €
WAR 76	Umweltgerechte Ausweisung und Erschließung von Gewerbegebieten. 4. gemeinsames Seminar -Umwelt- und Raumplanung- mit der Fakultät Architektur, Stadt- und Regionalplanung der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 08. und 09.09.1993 in Weimar, TH Darmstadt, 1994	vergriffen
WAR 77	Von der Umweltverträglichkeitsprüfung zum kooperativen Planungs- management. Das Scoping-Verfahren als erste Stufe!? 37. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 11.11.1993, TH Darmstadt, 1994	vergriffen
WAR 78	Modellbildung und intelligente Steuerungssysteme in der Umwelttechnik. 38. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 24.02.1994, TH Darmstadt, 1994	25,60 €
WAR 79	Brauchwassernutzung in Haushalten und Gewerbebetrieben - Ein Gebot der Stunde? 39. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- am 17.03.1994, TH Darmstadt, 1994	25,60 €

WAR 80	Restabfallbehandlung in Hessen. 41. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- mit dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten -HMUEB- am 16.06.1994, TH Darmstadt, 1994	vergriffen
WAR 81	Umweltbeeinflussung durch biologische Abfallbehandlungsverfahren. 42. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- mit dem Institut für Hygiene der FU Berlin und dem Institut für Meteorologie der TH Darmstadt am 08. und 09.09.1994 in Berlin, TH Darmstadt, 1994	46,-- €
WAR 82	Zeitgemäße Planung von Anlagen der Ortsentwässerung - Kanäle, Bauwerke, Sonderbauwerke. 6. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 15. und 16.03.1995 in Weimar, TH Darmstadt, 1995	vergriffen
WAR 83	Grundwasseranreicherung - Stand der Technik und neuere Entwick- lungen. 44. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- mit dem Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. -DVGW- am 26.04.1994, TH Darmstadt, 1995	30,70 €
WAR 84	Auswirkungen der Phosphorelimination auf die Schlammbehandlung. Theoretische Erkenntnisse und praktische Erfahrungen. Workshop vom 24. bis 25. November 1994, TH Darmstadt, 1995	30,70 €
WAR 85	Stickstoffelimination mit oder ohne externe Substrate ? - Erfahrungen und Überlegungen. 43. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- in Abstimmung mit der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV) am 09.11.1994, TH Darmstadt, 1995	35,80 €
WAR 85	Stickstoffelimination mit oder ohne externe Substrate ? - Erfahrungen und Überlegungen. 2. Auflage. Wiederholung des 43. Darmstädter Seminars -Abwassertechnik- in Abstimmung mit der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV) am 01.02.1996 in Düsseldorf, TH Darmstadt, 1996	35,80 €
WAR 86	Möglichkeiten und Grenzen der Einsparung von Investitions- und Betriebskosten bei der Abwasserbehandlung. 47. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.1995, TH Darmstadt, 1995	40,90 €

WAR 87	Jardin, Norbert: Untersuchungen zum Einfluß der erhöhten biologischen Phosphor- elimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1996	35,80 €
WAR 88	Thermische Restabfallbehandlung für kleine Planungsräume. 45. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 22.06.1995 in Hanau, TH Darmstadt, 1996	35,80 €
WAR 89	Ferber, Uwe: Aufbereitung und Revitalisierung industrieller Brachflächen in den traditionellen Industrieregionen Europas. Sonderprogramme im Vergleich. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1996	25,60 €
WAR 90	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. 48. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 29.02.1996, TH Darmstadt, 1996	vergriffen
WAR 91	Neuere Erkenntnisse bei Planung, Bau, Ausrüstung und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen. 7. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar am 11. und 12.09.1996 in Weimar, TH Darmstadt, 1996	40,90 €
WAR 92	Hygiene in der Abfallwirtschaft. 50. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 17.10.1996, TH Darmstadt, 1996	30,70 €
WAR 93	Europäische Richtlinien und Normen zur Abwassertechnik - Konsequenzen und Folgerungen für die Praxis in Deutschland. 51. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 14.11.1996, TH Darmstadt, 1996	25,60 €
WAR 94	Dickhaut, Wolfgang: Möglichkeiten und Grenzen der Erarbeitung von Umwelt- qualitätszielkonzepten in kooperativen Planungsprozessen. Durchführung und Evaluierung von Projekten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1996	30,70 €
WAR 95	Lautner, Gerd: Einführung in das Bauordnungsrecht. 8. erw. und aktual. Auflage, TH Darmstadt, 1997	15,40 €
WAR 96	Reichert, Joachim: Bilanzierung des Sauerstoffeintrags und des Sauerstoffverbrauchs mit Hilfe der Abluftmethode. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1997	46,-- €

WAR 97	Kuchta, Kerstin: Produktion von Qualitätsgütern in der Abfallbehandlung. Dargestellt am Beispiel der Produktion in der thermischen Abfallbehandlung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1997	30,70 €
WAR 98	Görg, Horst: Entwicklung eines Prognosemodells für Bauabfälle als Baustein von Stoffstrombetrachtungen zur Kreislaufwirtschaft im Bauwesen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1997	46,-- €
WAR 99	Tiebel-Pahlke, Christoph: Abfallentsorgungsplanung – Beeinflussung der Umweltauswirkungen von Deponien. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1997	30,70 €
WAR 100	Wagner, Martin: Sauerstoffeintrag und Sauerstoffertrag von Belüftungssystemen und deren Bestimmung mit modernen Meßmethoden. Habilitation, FB 13, TH Darmstadt, 1997	vergriffen
WAR 101	Neue Trends bei der Behandlung und Entsorgung kommunaler und industrieller Klärschlämme. 8. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar am 10. und 11.09.1997 in Weimar, TH Darmstadt, 1997	35,80 €
WAR 102	Senkung der Betriebskosten von Abwasserbehandlungsanlagen. 52. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 06.11.1997 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1997	35,80 €
WAR 103	Sanierung und Rückbau von Bohrungen, Brunnen und Grundwassermessstellen. 53. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 13.11.1997 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1997	vergriffen
WAR 104	Wünschmann, Gabriele: Untersuchungen zur Kompostierbarkeit von Reststoffen der Papierindustrie und Altpapier unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffbilanzierungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1997	25,60 €

WAR 105	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. 54. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 06.02.1998 in Darmstadt mit dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit und der Südhessischen Arbeitsgemeinschaft Abfallwirtschaft (SAGA), TU Darmstadt, 1998	40,90 €
WAR 106	Zentrale oder dezentrale Enthärtung von Trinkwasser – Konkurrenz oder sinnvolle Ergänzung ? 55. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 14.05.1998 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1998	35,80 €
WAR 107	Dach, Joachim: Zur Deponiegas- und Temperaturentwicklung in Deponien mit Siedlungsabfällen nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1998	35,80 €
WAR 108	Einsparung von Kosten für Betriebsmittel, Energie und Personal auf Abwasserbehandlungsanlagen. 9. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- am 16. und 17.09.1998 in Weimar mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, 1998	40,90 €
WAR 109	Fortschritte in der Abwassertechnik – 15 Jahre Forschungs- und Entwicklungstätigkeit von Prof. Dr.-Ing. H. Johannes Pöpel. 56. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 05.11.1998 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1998	40,90 €
WAR 110	Qualitativer und Quantitativer Grundwasserschutz - Stand und Perspektiven. 57. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 10.06.1999 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1999	35,80 €
WAR 111	Schwing, Elke: Bewertung der Emissionen der Kombination mechanisch-biologischer und thermischer Abfallbehandlungsverfahren in Südhessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 112	Schade, Bernd: Kostenplanung zur Analyse der Wirtschaftlichkeit von biologischen Restabfallbehandlungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €

WAR 113	Lohf, Astrid: Modellierung der chemisch-physikalischen Vorgänge im Müllbett von Rostfeuerungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	25,60 €
WAR 114	Stackelberg, Daniel von: Biologische Festbettdenitrifikation von Grundwasser mit abbaubarem Trägermaterial. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 115	Folgerungen aus 10 Jahren Abwasserbeseitigung in den neuen Bundesländern - Erfahrungen und Perspektiven. 10. gemeinsames Seminar –Abwassertechnik- am 01. und 02.09.1999 in Weimar mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, 1999	40,90 €
WAR 116	Abwasserwiederverwendung in wasserarmen Regionen - Einsatzgebiete, Anforderungen, Lösungsmöglichkeiten. 58. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik- am 11.11.1999 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1999	vergriffen
WAR 117	Reinhardt, Tim: Untersuchungen zur Dynamik biologischer Prozesse in drei-Phasen-Systemen am Beispiel der Restabfallrotte unter besonderer Berücksichtigung anaerober Teilprozesse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 118	Umweltfachpläne und Umweltgesetzbuch - Ein Beitrag zur Fortentwicklung des Umweltfachplanungssystems und „Von der Landschaftsplanung zur Umweltschleife?“ 46. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 28.09.1995 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 119	Herr, Christian: Innovative Analyse und primärseitige Prozeßführungsoptimierung thermischer Abfallbehandlungsprozesse - am Beispiel der Mülleingangsklassifizierung bei der Rostfeuerung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	33,20 €
WAR 120	Neumüller, Jürgen: Wirksamkeit von Grundwasserabgaben für den Grundwasserschutz - am Beispiel des Bundeslandes Hessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	35,80 €
WAR 121	Hunklinger, Ralph: Abfalltechnische Kennzahlen zur umweltgerechten Produktentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	30,70 €

WAR 122	Wie zukunftsfähig sind kleinere Wasserversorgungsunternehmen? 60. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 29. Juni 2000 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2000	35,80 €
WAR 123	Maßnahmen zur Betriebsoptimierung von Pumpwerken, Kanalisations- systemen und Abwasserbehandlungsanlagen. 11. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- in Weimar am 20. und 21. September 2000 mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus- Universität Weimar, TU Darmstadt, FB 13, 2000	40,90 €
WAR 124	Mohr, Karin: Entwicklung einer on-line Emissionsmeßtechnik zur quasi-kontinu- ierlichen Bestimmung von Organohalogen-Verbindungen in Abgasen thermischer Prozesse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	30,70 €
WAR 125	El-Labani, Mamoun: Optimierte Nutzung bestehender Abfallverbrennungsanlagen durch Errichtung vorgeschalteter Reaktoren zur Behandlung heizwertreicher Abfälle. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	25,60 €
WAR 126	Durth, Anke: Einfluß von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentration bei der biologischen Abwasserreinigung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	vergriffen
WAR 127	Meyer, Ulrich: Untersuchungen zum Einsatz von Fuzzy-Control zur Optimierung der Stickstoffelimination in Abwasserbehandlungsanlagen mit vorge- schalteter Denitrifikation. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	33,20 €
WAR 128	Kommunale Klärschlammbehandlung vor dem Hintergrund der neuen europäischen Klärschlammrichtlinie. 61. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 09.11.2000 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2000	35,80 €
WAR 129	Mengel, Andreas: Stringenz und Nachvollziehbarkeit in der fachbezogenen Umwelt- planung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2001	46,-- €

WAR 130	Kosteneinsparungen durch neuartige Automatisierungstechniken in der Wasserversorgung. 62. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 07.06.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001	30,70 €
WAR 131	Aktive Zukunftsgestaltung durch Umwelt- und Raumplanung. Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Hans Reiner Böhm. TU Darmstadt, FB 13, 2001	25,60 €
WAR 132	Aktuelle Ansätze bei der Klärschlammbehandlung und -entsorgung. 12. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- in Weimar am 05. und 06. September 2001 mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, FB 13, 2001	40,90 €
WAR 133	Zum Bodenwasser- und Stoffhaushalt auf unterschiedlich bewirtschafteten Flächen unter Einbeziehung ökonomischer Aspekte Interdisziplinäre Projektstudie der Technischen Universität Darmstadt (TUD) mit Partner. TU Darmstadt, FB 13, 2001	30,70 €
WAR 134	Neues zur Belüftungstechnik - Probleme, Lösungsmöglichkeiten, Entwicklungen. 64. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001	35,-- €
WAR 135	Auswirkungen der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. 63. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 12. und 13.11.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001	35,-- €
WAR 136	Bockreis, Anke: Infrarot-Thermographie zur Überwachung von Flächenbiofiltern. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2001	35,-- €
WAR 137	Luft, Cornelia: Luftgetragene mikrobielle Emissionen und Immissionen an aeroben mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	30,-- €
WAR 138	Danhamer, Harald: Emissionsprognosemodell für Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen - Schwerpunkt: Modellierung des Gashaushaltes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	25,-- €

WAR 139	Lieth, Sabine: Stickstoffelimination aus kommunalem Abwasser mit getauchten Festbetten nach Vorbehandlung mit HCR-Reaktoren. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	35,-- €
WAR 140	Streit, Hans-Ulrich: Optimierung des Kombinationsbetriebs eines Advanced Oxidation Process mit einer Stripp-Anlage zur Grundwassersanierung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 141	Spura, Patrik: Ein Vergleich des anlagebezogenen tschechischen Luftreinehalterechts mit jenem der Europäischen Union vor dem Hintergrund des anstehenden Beitritts. Dissertation, Univ. Frankfurt a.M., 2002	40,-- €
WAR 142	Hilligardt, Jan: Nachhaltige Regionalentwicklung durch freiwillige regionale Kooperation - Faktoren einer erfolgreichen Initiierung untersucht an der Region Starkenburg. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	30,-- €
WAR 143	Heiland, Peter: Vorsorgender Hochwasserschutz durch Raumordnung, interregionale Kooperation und ökonomischen Lastenausgleich. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 144	Dapp, Klaus: Informationsmanagement in der Planung am Beispiel des vorsorgenden Hochwasserschutzes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 145	Schüler, Doris: Untersuchungen an der Technikumsanlage VERONA zur Bildung und zum Abbau von polyhalogenierten Dioxinen und Furanen und anderen Organohalogenverbindungen in Verbrennungsprozessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	25,-- €
WAR 146	Grundwasserproblematik im Hessischen Ried : Eine unlösbare Aufgabe? 65. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 23.10.2002 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2002	30,-- €
WAR 147	Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammasche. 66. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 07.11.2002 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2002	35,-- €

WAR 148	Schneider, Andreas: Role of LCA concepts at the Research and Development phase of a new process for waste treatment - The Trefoil Kiln process subject to IPPC and BAT requirements. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	25,-- €
WAR 149	Sonnenburg, Alexander: Untersuchungen zur Denitrifikation von Grundwasser in Schüttungen mit abbaubarem Trägermaterial. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 150	Emissionen aus der Abfallbehandlung. Energie - Emissionen – Messtechnik. 67. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 13. Februar 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	35,-- €
WAR 151	Rationalisierungsmaßnahmen in der Wasserversorgung. Umsetzungstatus und künftige Entwicklungen. 68. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 15. Oktober 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	vergriffen
WAR 152	Verantwortungspartnerschaft beim vorsorgenden Hochwasserschutz. 69. Darmstädter Seminar - Umwelt- und Raumplanung - am 16. Oktober 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	vergriffen
WAR 153	Biofiltration. Renaissance eines Verfahrens durch erhöhte Anforderungen im In- und Ausland ? 70. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 06. November 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	35,-- €
WAR 154	Seiler, Kainan: Planung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum anhand von räumlichen Einflussfaktoren. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	30,-- €
WAR 155	Ludwig, Thomas: Entwicklung der Emissionsmessanlage DioxinCop. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	25,-- €
WAR 156	Haffner, Yvonne: Sozialwissenschaftliche Modellierung zur Privatisierung der Wasserversorgung. Dissertation, FB 2, TU Darmstadt, 2004	vergriffen

WAR 157	Geruch : Messung – Wirkung – Minderung. 71. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 24. Juni 2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2004	35,-- €
WAR 158	Qualitätssicherung bei Wassergewinnungsanlagen - Umsetzung und aktuelle Entwicklung im Regelwerk. 72. Darmstädter Seminar –Wasserversorgung– am 06.10.2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2004	vergriffen
WAR 159	Wasserwiederverwendung - eine ökologische und ökonomische Notwendigkeit wasserwirtschaftlicher Planung weltweit ? 73. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik– am 04.11.2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2004	vergriffen
WAR 160	Weil, Marcel: Ressourcenschonung und Umweltentlastung bei der Betonherstellung durch Nutzung von Bau- und Abbruchabfällen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	35,-- €
WAR 161	Unendlicher Wachstum auf unendlicher Fläche ? 74. Darmstädter Seminar –Umwelt- und Raumplanung– am 27.01.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2005	vergriffen
WAR 162	Gernuks, Marko: Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Umweltaspekten mit der Ableitung von Umweltzielen im Rahmen von EMAS. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	vergriffen
WAR 163	Rother, Elmar: Optimising Design and Operation of the Biofiltration Process for Municipal Wastewater Treatment. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	35,-- €
WAR 164	Hilligardt, Jan: Regionale Kooperation der Landkreise, Städte und Gemeinden. Stand - Potenziale - Perspektiven. Habilitation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	vergriffen
WAR 165	Gramel, Stefan: Privatisierung von Wasserversorgungsunternehmen - Auswirkungen auf den Umwelt- und Ressourcenschutz? Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	35,-- €
WAR 166	Krause, Stefan: Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelebungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	35,-- €

WAR 167	Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm. Konzepte - Verfahren - Entwicklungen. 75. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik- am 12./13.12.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2005	vergriffen
WAR 168	Hora, Maike: Abfallverursacher Elektrogeräte. Ansätze zur prospektiven Bilanzierung von Abfallströmen in der umweltgerechten Produktentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	30,-- €
WAR 169	Zhang, Wensheng: Ökologische siedlungswasserwirtschaftliche Konzepte für urbane Räume Chinas unter Berücksichtigung deutscher Techniken und Erfahrungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	30,-- €
WAR 170	Steinberg, Iris: Untersuchungen zur Effizienzsteigerung von biologischen und nicht- thermischen Abluftreinigungsverfahren bei der biologischen Abfall- behandlung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	30,-- €
WAR 171	Haupter, Birgit: Transnationale Förderprogramme zur Raumentwicklung. Untersuchungen zur Wirkung für die räumliche Planung zum Hochwasserschutz. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 172	Ott, Carsten: Straßenkehrrichtentsorgung: Anlagenkonzept und Nachhaltig- keitsanalyse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 173	1 Jahr Abfallablagerungsverordnung - Wo bleibt der Müll? 76. Darmstädter Seminar –Abfalltechnik– am 1.06.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 174	Wachstumsregion - Handlungsansätze für mehr Nachhaltigkeit. 77. Darmstädter Seminar –Umwelt- und Raumplanung– am 11.09.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 175	Interdisziplinarität in der Umwelt- und Raumplanung - Theorie und Praxis. <i>Festschrift für Professor Böhm</i> TU Darmstadt, 2006	40,-- €

WAR 176	Neue maschinen- und verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Einsparung von Betriebskosten bei der Abwasserbehandlung. 78. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 02.11.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 177	Einsparpotenziale in der Trinkwasserversorgung durch Optimierung von Wasserverteilungsnetzen. 79. Darmstädter Seminar –Wasserversorgung- am 05.10.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 178	Meyer, Lutz: Exergiebasierte Untersuchung der Entstehung von Umweltbelastungen in Energieumwandlungsprozessen auf Komponentenebene: Exergoökologische Analyse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	35,--
WAR 179	Gasafi, Edgar: Entwicklung einer lebenswegbasierten Screening-Methode zur Entscheidungsunterstützung in frühen Phasen der Verfahrensentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 180	Treskatis, Christoph: Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen - Planung, Bau und Betrieb von Grundwasserfassungen. Habilitation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	45,-- €
WAR 181	Uihlein, Andreas: Modellierung der Kohlenstoffströme zur Untersuchung der Nutzung von Kohlenstoffträgern in Deutschland. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	vergriffen
WAR 182	den Boer, Emilia: A Novel Approach for Integrating Heavy Metals Emissions from Landfills into Life Cycle Assessment - Consideration of Waste Pretreatment, Landfill Processes and Long-Term Effects Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 183	Klimawandel - Anpassungsstrategien in Deutschland und Europa. 80. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 29.03.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	25,-- €
WAR 184	Stephan, Henrik: Bewertungsmethodik für Fertigungsverfahren im Karosseriebau aus Sicht des betrieblichen Umweltschutzes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	vergriffen

WAR 185	Schaum, Christian A.: Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung –Klärschlamm- konditionierung und Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm- asche. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 186	Rohde, Clemens: Milchsäurefermentation von biogenen Abfällen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 187	Risikoanalyse von Trinkwassereinzugsgebieten und Fassungen. 81. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 11.10.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	30,-- €
WAR 188	Cangahuala Janampa, Ana: Wasserverlustmanagement in Wasserverteilungsanlagen in Entwicklungs- ländern am Beispiel von Peru. Anwendung verschiedener Methoden zur multikriteriellen Entscheidungsunterstützung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 189	Pollmann, Olaf: Optimierung anthropogener Stoffströme am Beispiel des Papier- recyclings. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 190	Wie sieht die Abwasserbehandlung der Zukunft aus? -Vierte, fünfte, sechste Reinigungsstufe? 82. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 191	Koffler, Christoph: Automobile Produkt-Ökobilanzierung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 192	Koch, Michael: Untersuchungen zum Einfluss der Energiedissipationsdichte auf Reaktionsabläufe im "Highloaded Compact Reactor" (HCR®). Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 193	den Boer, Jan: Sustainability Assessment for Waste Management Planning - Development and Alternative Use of the LCA-IWM Waste Management System Assessment Tool. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	30,-- €

WAR 194	Biogas - Klimaretter oder Ressourcenverschwender. 83. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 11.12.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 195	Scheck, Natalie: Die Strategische Umweltprüfung als Instrument zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung - Untersuchung am Beispiel der Regional- planung Südhessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	30,-- €
WAR 196	Klimawandel – Markt für Strategien und Technologien?! 84. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung- am 26.06.2008 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2008	vergriffen
WAR 197	Hähnlein, Christian: Numerische Modellierung zur Betriebsoptimierung von Wasserverteilnetzen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2008	30,-- €
WAR 198	Berger, Jan: Biologische Methanoxidation in Deponieabdeckschichten. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2008	35,-- €
WAR 199	Wellge, Steffen: Evaluation von betrieblichen Umweltmanagementsystemen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 200	Bieker, Susanne: Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme: neue Lösungen für schnell wachsende urbane Räume. Untersuchung empfehlenswerter Größen- ordnungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 201	Hoffmann, Karl Peter: Reduzierung von CO ₂ -Emissionen durch den Einsatz von Erdgas aus Biogas in dezentralen Stirling-KWK-Anlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 202	Loock, Peter: Veränderung der Leistungsfähigkeit feinblasiger Membranbelüftungs- elemente unter abwassertechnischen Betriebsbedingungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 203	Warsen, Jens: Validierung von Stoffflussdaten in der Ökobilanz durch Daten aus dem öffentlichen Berichtswesen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €

WAR 204	Klärschlammfaulung und -verbrennung: das Behandlungskonzept der Zukunft? 85. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 13.04.2010 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
WAR 205	Neue Herausforderungen und Chancen in der Wasserversorgung. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung und Grundwasserschutz- im Rahmen des 1. Darmstädter Ingenieurkongresses Bau und Umwelt am 14. und 15.09.2009 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
WAR 206	Pennekamp, Sandra: Raumentwicklung im Spannungsfeld zwischen Wachstum und Schrumpfung - was können überregionale Partnerschaften leisten? Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
WAR 207	Frommer, Birte: Regionale Anpassungsstrategien an den Klimawandel – Akteure und Prozess. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
IWAR 208	Chang, Yue: Greywater treatment within semi-centralised supply and treatment systems by the example of the People's Republic of China. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
IWAR 209	Sakaguchi-Söder, Kaori: A new method for compound-specific stable chlorine isotope analysis. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
IWAR 210	Henkel, Jochen: Oxygen transfer phenomena in activated sludge. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
IWAR 211	Doktorandenschule Abfall 2010 Manigod / Frankreich, 5. - 8. September 2010, TU Darmstadt, 2011	40,-- €
IWAR 212	Preis und Leistung - Wasserversorgung bewerten und vergleichen. 86. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 22.02.2011 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2011	30,-- €
IWAR 213	Siembida-Lösch, Barbara: Reduction of Membrane Fouling in Membrane Bioreactors - Development of Innovative and Sustainable Techniques. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011	35,-- €

IWAR 214	Müller, Bodo: Weiterentwicklung und Validierung der Methode der Input-Output basierten Sachbilanz für deutsche Gebäudeökobilanzen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011	35,-- €
IWAR 215	Eren, Onat: Automatisierung von numerischen Kurzzeit-Wasserbedarfsprognose- verfahren und ihre Anwendung in der Wasserversorgung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011	35,-- €
IWAR 216	Biobasierte Produkte und Energie aus Biomasse. 87. Darmstädter Seminar Abfalltechnik- am 08.12.2011 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2011	vergriffen
IWAR 217	Meda, Alessandro: Einsatz von Biofiltern für die Wasser- und Nährstoffwiederverwendung und für die weitergehende Abwasserreinigung zur Spurenstoff- entfernung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
IWAR 218	Hoffmann, Marc: Abfalltechnische Erweiterung von Bioabfallbehandlungsanlagen für die Herstellung biobasierter Produkte. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
IWAR 219	Maerz, Peter: Die Metalle der Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
IWAR 220	Petzet, Sebastian: Phosphorrückgewinnung in der Abwassertechnik - Neue Verfahren für Klärschlamm und Klärschlammaschen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
IWAR 221	Günkel-Lange, Tobias: Sauerstoffzufuhr und α -Werte feinblasiger Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren - Abhängigkeiten und Bemessungsempfehlungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013	35,-- €
IWAR 222	Zhang, Guomin: Abwasserreinigung und Wasserkreislaufführung in der Papierindustrie – Weiterentwicklung deutscher Techniken für den chinesischen Markt -. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013	35,-- €
IWAR 223	Back, Sonja: Anwendungspotential der mikrobiellen Methanoxidation im Deponie- Schwachgasbereich – Feldstudie auf einer MBA-Deponie. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013	35,-- €

- IWAR 224 Zimmermann, Martin: 35,-- €
Sustainable Transformations of Water Supply Regimes. The Cuvelai-
Etosha Basin in Central Northern Namibia.
Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013
- IWAR 225 Bischoff, Astrid: 35,-- €
Desinfektion von behandeltem Abwasser – Vergleich verschiedener
Desinfektionsverfahren
Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013
- IWAR 226 Zeig, Carola: 35,-- €
Stoffströme der Co-Vergärung in der Abwasserwirtschaft
Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2014

Bestellungen über:

Technische Universität Darmstadt
Institut IWAR
Franziska-Braun-Straße 7
D-64287 Darmstadt
E-Mail: raumplanung@iwar.tu-darmstadt.de

Telefon: ++49 (0)6151 / 16 36 48
FAX: ++49 (0)6151 / 16 37 39